el Quebrantahuesos y sus montañas:

Biología y conservación

Juan Antonio Gil

Gerardo Báguena

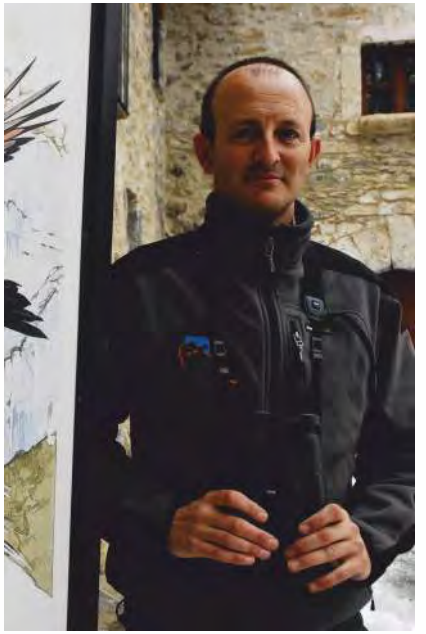
Óscar Díez

GOBIERNO DE ARAGON

Autores:

Juan Antonio Gil, Presidente de la FCQ, dirige las acciones de seguimiento, investigación, gestión, defensa ambiental y desarrollo rural del quebrantahuesos en los Pirineos.

Gerardo Báguena, Vicepresidente de la FCQ, dirige las acciones del proyecto de recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa, el Centro de Visitantes las Montañas del Quebrantahuesos (Benia de Onis) y el Centro de Cría en Aislamiento Humano de Quebrantahuesos (Zaragoza).



Óscar Díez, Secretario de la FCQ, dirige el Eco Museo Centro de Visitantes Castillo de Aínsa, (Pirineos Bird Center) y la Estación Biológica Monte Perdido (Revilla-Huesca).

el Quebrantahuesos y sus montañas:

Biología y conservación

Habitante del Pirineo desde hace más de 500.000 años

Juan Antonio Gil

Gerardo Báguena

Óscar Díez

Agradecimientos

Queremos agradecer la colaboración y ayuda a todas aquellas personas y entidades que han participado y han hecho posible esta publicación, que es fruto de muchos años de esfuerzo y trabajo: Unión Europea (fondos LIFE e INTERREG), Ministerio de Transición Ecológica, Gobierno de Aragón, Diputación Provincial de Huesca (DPH), Principado de Asturias, Junta de Castilla y León, Gobierno de Cantabria, Centro para el Desarrollo de Sobrarbe y Ribagorza (CEDESOR), Comarca de Sobrarbe, Ayuntamiento de Benia de Onis, Ayuntamiento de Aínsa-Sobrarbe, Ayuntamiento de Tella-Sin, Ayuntamiento Pueyo de Araguas, Ayuntamiento de Puértolas, Fundación Biodiversidad, Agentes Medio Ambientales, Guardia Civil (SEPRONA y GREIM), Universidad de Zaragoza (Facultad Veterinaria y Departamento de Geografía), Universidad de Valencia, Universidad de Oviedo, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC), Estación Biológica de Doñana (EBD), Museo de Ciencias Naturales (MNCN), Centro de Recuperación Fauna Silvestre de la Alfranca (SARGA), Asociación de Fundaciones para la Conservación de la Naturaleza (AFN), WWF/España, Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife), Fondo para la Protección de los Animales Salvajes (FAPAS), Larmergaier Found (LGF), Fundación Aquila, Fundación Bioandina Argentina, The Peregrine Fund, Unión Internacional Conservación de la Naturaleza (UICN-España), Grupo Aragón de Anillamiento Científico Aves (GAA), Fundación Santander, Fundación Iberdrola, Obra Social Fundación La Caixa, Fundación Ibercaja, Fundación Telefonica España, Bankia, Red Eléctrica de España (REE), Ambar, Land Rover, Trango World, Grupo Cooperativo Pastores, Bodegas Edra, Alimerka, Alosa y Zeiss. Gracias a todos los compañeros de la FCQ y especialmente a Julio Guiral, Matilde Cabrera, Adolfo Aragüés, Manuel Alcántara, Pascual López-López, José Luis Lagares, Luis Alberto Longares. Al Consejo Asesor Científico de la FCQ (Miguel Ferrer, Javier Bustamante, Javier Lucientes, Juan Manuel Blanco, Ursula Hofeel, José Manuel Marraco, Ricardo Díez, Monserrat Gomendio y Eduardo Roldán). Así como a los fotógrafos que nos han cedido fotos para la publicación: Eduardo Viñuales, Pedro Pérez, Bakartxo Aniz, Javier Ara, Jean Claude, Bernard Clos, Enrique Murria, José Carlos González, Pedro Montaner, Rafael Arenas, Juan Carlos Ascaso, Alfonso Ferrer, Gonzalo Chéliz, Francisco Márquez, Luis Palacio, Joé Luis Jarne, O. Díez, José María Llavori, Setphane Duchateau, Pascual López-López, Спаривание бородачей y Tulsi R. Subedi.

Página anteror: Técnico de la FCQ vigilando (J. A. Gil/FCQ)

© Juan Antonio Gil, Gerardo Báguena & Oscar Díez/ Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (FCQ).
© De la Edición: Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (FCQ) y Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón (CPNA).

D.L.: Z 1202-2019
Edita: Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón (CPNA).
Diseño y maquetación: Publicomp
Impresión: A.G.D.

Cita recomendada:
Gil, J. A. et al., 2017. El quebrantahuesos y sus montañas: biología y conservación.
Textos: FCQ.
Plaza San Pedro Nolasco nº 1, 4-F
50001 Zaragoza (España)
Tel./Fax: 976299667
fcq@quebrantahuesos.org
www.quebrantahuesos.org
Corrección textos: Livia Álvarez.
Fotografías: Foto portada: Pedro Pérez. Foto contra portada: Bakartxo Aniz.
Reservados todos los derechos:
No se puede reproducir ninguna parte de esta publicación, ni almacenar en cualquier sistema de reproducción, ni transmitir de ninguna forma ni bajo ningún concepto, mecánicamente, en fotocopias, en grabación, digital o de ninguna otra manera sin el permiso de los propietarios de los derechos de autor.

Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (J. A. Gil/FCQ)

El presente trabajo está dedicado a Pedro Pérez de SEO Betsaide (Vitoria), un buen amigo que contribuyó a la conservación de esta especie emblemática a través de sus magníficas fotografías, tales como la portada de este documento. Estamos convencidos de que en el vuelo diario de cada quebrantahuesos perdurará su recuerdo y su pasión contagiosa por la conservación de las aves.

Aínsa, noviembre de 2018.

Índice

Prólogo 7
La Tierra y la vida 9
Montañas y biodiversidad 11
Extinciones y humanidad 13
Gestión y participación al servicio de una especie amenazada 17
Estudios y publicaciones precedentes 21
Buitres del Viejo y Nuevo Mundo 23
Quebrantahuesos: águila o buitre 25
- Como identificarlos: plumaje, edad y muda 25
- Baños de barro 29
- Dimorfismo sexual 30
- Rapaz adaptada 30

El rey de las montañas 35
- Distribución, hábitat y población 35

Curioso ciclo reproductor 47
- Territorio y lugar de nidificación 47
- El cortejo sexual 51
- Edad de primera reproducción 51
- Puestas e incubación de los huevos 53
- La crianza de los pollos 55
- Dispersión y asentamiento en el territorio 57
- El dominio vital de los adultos reproductores 63
- Cría cooperativa 66

Ave de paisajes ganaderos 69
- Dieta y necesidades alimenticias 69
- Los rompederos 70
- Parasitismo 72
- Ganadería extensiva y ungulados salvajes 73

Quebrantahuesos pirenaico (J. Ara)

Dinámica de la población 75
Tareas de conservación 77
Los inicios de su protección 77
Planes de conservación: una labor de todos 78
Principales amenazas y soluciones 79
Ayudando a recuperar poblaciones extintas 90
Reintroducción en los Picos de Europa 93
Reintroducción en otros macizos montañosos 102
Símbolo de calidad y desarrollo sostenible en las montañas 103
Nuestra labor diaria 107
Vigilancia de la población 107
Seguimiento de los ejemplares 107
Programa de alimentación suplementaria 109
Labores de educación ambiental 113
Iniciativas de ecoturismo 114
Investigación al servicio de la gestión 117
Defensa ambiental y custodia del territorio 118
Referencias bibliográficas 119

(J. Claude)

Prólogo

El quebrantahuesos es una especie totémica y embelesadora. Sin embargo, no es fácil hacer el prólogo de un libro sobre una de las especies estrella de la fauna española; debería serlo pero no lo es del todo.

Los que nos dedicamos desde hace tiempo a la conservación de la biodiversidad sabemos que en nuestro país las especies emblemáticas desatan pasiones que, en ocasiones, juegan en contra de la propia conservación, y retrasan la consecución de unos logros que resultan bastante costosos de alcanzar. Las pasiones mal entendidas generan personalismos, facciones o simples corrientes de opinión que siempre creen estar en posesión de la razón a la hora de opinar o de actuar sobre tal o cual especie, y, sobre todo, que cuestionan sistemáticamente y por principio, lo que "los otros" realizan. El tiempo y esfuerzo que se pierde en descalificaciones mas o menos veladas es ingente, y un tanto cainita, ya que, en realidad, todas las opiniones y todos los esfuerzos, son igualmente necesarios en la conservación de la biodiversidad. Y el ejemplo del quebrantahuesos es en esto bastante arquetípico.

Basta repasar el apartado de referencias bibliográficas de este libro para comprobar que la reciente historia de innegable éxito en la conservación de la especie en España es fruto de las aportaciones de multitud de personas, también de instituciones, que, dicho sea de paso, no siempre se han llevado bien. En esas referencias, no están todos los que son pero si son todos los que están. Faltan muchos que ni escriben artículos ni realizan análisis más o menos profundos, pero que con su trabajo de campo diario, con sus aportaciones de información y con una importante dosis de dedicación han ido dando cuerpo a la recuperación de una especie que se ha convertido en ejemplo referente de la conservación de la biodiversidad en España.

Seguro que hay sombras en esta recuperación, y la descripción que se expone sucintamente en el libro de los parámetros demográficos de la población pirenaica es buen indicador de algunas de ellas, pero, como podemos comprobar al leer esta obra, el conocimiento que tenemos actualmente sobre la especie y la situación poblacional con la que contamos nos permite ser optimistas. Solo tenemos que seguir trabajando, y dejar que otros también lo hagan.

Espero que este libro sirva para esparcir entre los lectores el germen de la pasión por el quebrantahuesos que los autores mantienen intacto desde sus primeros años de naturalistas, pero también para fomentar la opinión crítica, pero constructiva, sobre lo que se ha hecho por su conservación y sobre lo que aún queda por hacer.

Manuel Alcántara
Jefe del Servicio de Biodiversidad. Gobierno de Aragón

La Tierra y la vida

En sus 4470 años el planeta ha sufrido constantes modificaciones, con efectos complejos sobre la dinámica terrestre y la evolución de la vida (Rudge et al., 2010). Uno de los más evidentes fue la formación de la atmósfera oxidante por efecto de la actividad de las cianobacterias capaces de realizar la fotosíntesis hace 2700 millones de años (Antígona, 2010). Millones de años después apareció el primer manto gaseoso en la Tierra, debido a la actividad volcánica por la que se emitieron grandes volúmenes de gases, como el vapor de agua,que al condensarse y precipitarse sobre la tierra se transformó en los primeros océanos, aunque también se sugiere que la mayor parte del agua de la Tierra llegó hace 3900 millones de años, cuando nuestro planeta fue bombardeado por asteroides y cometas de hielo (Albarède, 2009).

Sin agua líquida la Tierra no albergaría vida, para ello se requiere la presencia de una atmósfera con una presión y temperatura adecuada (15º de media); de tal forma que el agua no se evapora y se guarda el calor de la energía del sol. Es el llamado efecto invernadero. Además, la vida precisa de ciertos elementos químicos, como carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno, fósforo y azufre, capaces de formar moléculas complejas-aminoácidos, ADN y proteínas-, un campo gravitatorio que evite la fuga de la atmósfera y la protección contra rayos ultravioletas -capa de ozono- y cósmicos -campo magnético terrestre-.

Posiblemente, en las fuentes hidrotermales oceánicas se originaron las primeras moléculas de carbono que, a través de reacciones químicas, dieron lugar a organismos unicelulares primitivos anaerobios, similares a las arqueobacterias actuales que pueden vivir en condiciones ambientales extremas. Algunos de estos primeros organismos vivieron hace 3800-3900 millones en las profundidades de la Tierra o de los océanos, a temperaturas de más de 100°C, procesando hierro, azufre e hidrógeno.

Posteriormente, hace 3465 millones de años, la combinación del carbono con el escaso oxigeno existente posibilitó la formación de los primeros organismos, las cianobacterias, capaces de producir oxígeno libre y formar estructuras minerales estratificadas por la captura de particular carbonatadas llamadas estromatolitos (Riccardi, 2008). Hace 2200 millones de años el nivel de oxígeno aumento en la atmósfera y se comenzó a formar la capa de ozono, lo que provocó una disminución de la radiación ultravioleta y una mayor producción de energía del metabolismo aerobio. Así, el oxígeno en la atmósfera impulsó la evolución de las células hacia una mayor complejidad y hacia una acumulación de la diversidad biológica, con el consiguiente incremento de la complejidad de los ecosistemas.

Sin agua líquida la Tierra no albergaría vida.

Foto página anterior:
La Tierra (Archivo/FCQ)

El origen de la vida terrestre fue marino. Tras la formación de los suelos, las plantas fueron los primeros organismos terrestres, similares a los musgos briófitos. Los animales tardaron algo más en salir del agua, apareciendo los primeros artrópodos en el Silúrico. Tras la aparición hace unos 500 millones de años de los primeros vertebrados-los peces-, en el Devónico, hace 350 millones de años, surgieron los primeros vertebrados terrestres, los anfibios. Fue 50 millones de años después cuando acontecieron importantes cambios evolutivos en las especies como la adquisición de nuevas partes y funciones del cuerpo -por ejemplo, plumas y pelo-, que produjeron la separación de reptiles, aves y mamíferos.

Estromatolitos
(Archivo/FCQ)

Montañas y biodiversidad

La corteza terrestre está sometida a diferentes fenómenos como los sismos, la actividad volcánica y los movimientos orogénicos, es decir, la manifestación externa de la tectónica de placas, que provoca elevación y desplazamiento de la corteza, pliegues y fallas, entre otros, siendo estos últimos los que forman de manera muy lenta las cordilleras montañosas. Estas fuerzas endógenas han configurado el relieve de las montañas debido a las orogénesis Herciana hace 380 millones de años en el Paleozoico y alpina, hace 85 millones de años (Belmonte, 2003), que prosiguió hasta el Mioceno inferior, debido al empuje de África y la India sobre Eurasia. Fue entonces cuando comenzaron a formarse las cordilleras del Himalaya (Everets 8848 m.), los Alpes (Mont Blanc 4810 m.) y los Pirineos (Aneto 3404 m.).

Las montañas son reservas de la biodiversidad y refugio para especies amenazadas

Las montañas están consideradas como reservas de la biodiversidad y refugio para especies amenazadas (Comin, & Martínez Rica, 2007). Cubren el 24% de la litosfera y el 25% de Europa. Albergan organismos y ecosistemas relativamente complejos a pesar de la exigencia y extremo de sus ambientes. La ventaja de colonizar estos lugares viene dada por la disminución en la competencia por los escasos recursos, al ser pocas las especies bien adaptadas a las condiciones del entorno, suficientes para asegurar su supervivencia.

Una de las principales limitaciones para la vida en las montañas es el frío, por cada 100 metros de desnivel la temperatura desciende entre 0,54° y 0,56°. En la ascensión a una montaña, cada 70 metros subidos equivalen a 110 kilómetros recorridos en una carretera imaginaria que uniera el ecuador con los polos. Las especies de alta montaña presentan adaptaciones similares a organismos de las zonas árticas o antárticas: hibernación, cambio estacional de pelaje o plumaje, adquisición de vellosidad protectora en las hojas, presencia de compuestos anticongelantes en sangre y savia, entre otros. El pino negro (*Pinus uncinata*) endurece y cubre las hojas con una capa de cera que disminuye el riesgo de congelación (Camarero et al., 1998). La saxífraga purpúrea (*Saxifraga oppositifolia*) es capaz de auto polinizarse y soportar -40ºC. La flor de nieve (*Leontopodium alpinum*) posee una cubierta pilosa protectora de los rayos solares. Las marmotas (*Marmota marmota*) hibernan bajo tierra varios meses reduciendo su temperatura corporal de 36°C a 5-6°C. El lagópodo alpino (*Lagopus muta*) excava madrigueras en la nieve para protegerse en las gélidas noches invernales. El urogallo (*Tetaro urogallus*) presenta plumas en los tarsos y orificios nasales con el fin de protegerse del frío. La adaptabilidad de las

Antiguo volcán del Anayet de hace unos 300 millones de años (J. A. Gil/FCQ)

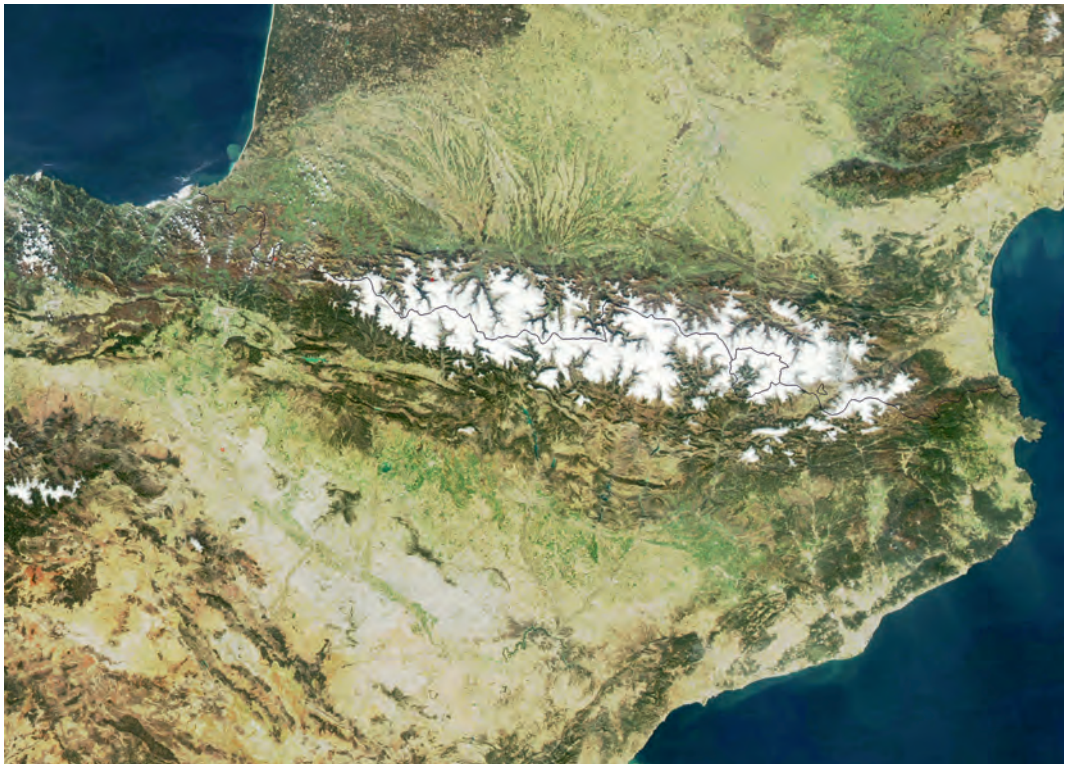
Pino negro (*Pinus uncinata*) (J. A. Gil/FCQ)

especies de la montaña no siempre es operativa y en ocasiones la presión ambiental puede eliminar las poblaciones y, en ese caso, sólo caben adaptaciones conductuales: migraciones o adquisición de hábitos subterráneos.

Los Pirineos se extienden a lo largo de 430 km desde el cabo de Creus en el mar Mediterráneo hasta su unión con la Cordillera Cantábrica. Pertenecen a la región biogeográfica alpina, siendo junto con la mediterránea una de las más biodiversas del continente europeo. Poseen climas y paisajes variados y un tercio de la flora de Europa: 3652 especies de plantas (Gómez et al., 2017), el 75% de las especies ibéricas de anfibios, el 64% de reptiles y el 79% de mamíferos terrestres (Villar, 1999).

Urogallo
(*Tetrao urogallus aquitanicus*)
(J. A. Gil/FCQ)

Saxífraga purpúrea
(*Saxifraga oppositifolia*)
(J. A. Gil/FCQ)



Extinciones y humanidad

Entre la atmósfera, la hidrósfera, la litosfera y la biosfera o ecosistema global -la capa de la Tierra donde se desarrolla la vida- existe una interacción por la cual sucesos como el vulcanismo pueden reducir la transparencia atmosférica y provocar efectos sobre la fotosíntesis y la temperatura y, a su vez, cambios climáticos rápidos con consecuencias sobre los ecosistemas.

Durante los últimos 3000 millones de años las especies se han ido extinguiendo en procesos naturales. La especiación y la selección natural han generado 11 millones de especies en nuestro planeta, de las que sólo se han identificado 1,9 millones (Chapman, 2009). Estas extinciones se han atribuido generalmente a causas endógenas de la propia biosfera, la acción de volcanes y el impacto de asteroides, entre otras. Este tipo de eventos fueron largos en unos casos y cortos en otros. Por ejemplo, la extinción del Devónico-Carbonífero duró 3 millones de años y la del Terciario 30 días, afectando al 76% de las especies (Jakosky, 1999). Sin embargo, los procesos de restauración son laboriosos. Tras el Mesozoico, la evolución necesitó unos 10 millones de años para recuperar los anteriores niveles de la diversidad biológica.

> Desde hace 10.000 años el Homo sapiens viene impactando sobre la biosfera a un ritmo bastante acelerado

Desde hace 10.000 años el *Homo sapiens* viene impactando sobre la biosfera a un ritmo bastante acelerado. Todos los sistemas naturales están siendo alterados a una escala global (Vitousek, 1994). En la actualidad, el impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas terrestres está provocando la sexta extinción masiva, que supone la desaparición sin descendencia de un 10% de las especies a lo largo de un año. Así, desde el año 1500 han desaparecido 338 especies de vertebrados (Ceballos et al., 2015) y la biodiversidad mundial o variedad de seres vivos sobre la Tierra se ha reducido en un 15,4%**.** Es un porcentaje superior al considerado como límite seguro, que una vez sobrepasado podría provocar cambios irreversibles y muy abruptos (Newbold et al., 2016). La tasa natural de extinción rondaría la cifra de 1,8 por cada 10.000 especies cada 100 años. Actualmente, la ratio de extinción es 100 veces mayor a la tasa natural (Barnosky et al. 2011).

La desaparición de especies tiene consecuencias en el funcionamiento de los ecosistemas y en los servicios que prestan, muchos de ellos imprescindibles para la humanidad, como la circulación de nutrientes, la regulación del clima, la conservación de los suelos, el ciclo hidrológico y la composición gaseosa de la atmósfera (Daily et al, 1997).

Bucardo o cabra montés (*Capra pyrenaica pyrenaica*) subespecie endémica del Pirineo que se extinguió en el año 2000 (B. Clos)

La estabilidad y eficiencia de los procesos del ciclado de materia y energía de los ecosistemas dependen de los organismos vivos, quedando clara la íntima relación que existe entre los servicios, el funcionamiento y la biodiversidad de los ecosistemas. Ehrlich y Ehrlich (1981) establecieron la siguiente relación: de la misma manera que la pérdida de remaches en un avión debilita la integridad de su estructura, la extinción de especies altera en forma lineal procesos del ecosistema.

Sin embargo, Lawton y Brown (1993) propusieron que la existencia de grupos funcionales -conjuntos de especies con un papel ecológico similar- es lo que mantiene la integridad de los ecosistemas, independientemente del número de especies: lo que importa es la existencia de productores, consumidores y descomponedores. La extinción de algunas especies es irrelevante para el flujo de materia y energía del ecosistema, por lo menos hasta que los grupos funcionales no desaparezcan. Existen otras especies con funciones únicas en un sistema, que no pueden ser reemplazadas por ninguna otra. La eliminación de estas especies clave tiene un gran impacto sobre la composición específica y el funcionamiento de los ecosistemas (Bond, 1993). No es posible determinar el mínimo número de especies que hacen funcional un ecosistema. Por lo tanto, la pérdida de algunas especies tendrá un impacto mayor que otras desde el punto de vista del funcionamiento del ecosistema, ya que diferentes procesos son afectados por diferentes especies o grupos funcionales. El criterio de prudencia es el más aconsejado en la conservación de especies, hasta que sepamos la función de las especies en cada sistema.

En los ecosistemas, existe una compleja interacción entre las diversas especies que los componen. Una especie nunca se encuentra aislada en su hábitat, sino que pertenece a una red trófica, en la que depende de otros seres vivos para sobrevivir y, a su vez, otros seres vivos dependen de ella. La desaparición de una especie dentro de estas complejas redes alterará inevitablemente a un número variable de otras especies; es lo que conocemos como efecto cascada. Además del valor intrínseco de cada especie, estas son piezas de un gran rompecabezas. En muchos casos, desconocemos el potencial beneficio que pueden tener para la humanidad como fuente de alimentos, medicinas o servicios ambientales, como la polinización, fertilización de suelos, descomposición de la materia orgánica, fijación de CO_2, producción de O_2, etc. Su extinción puede suponer pérdidas de diversidad, productividad y estabilidad de los ecosistemas.

Estos servicios han sido ignorados por el mercado a pesar de su importancia y el carácter biofílico humano o necesidad de contacto con la naturaleza para el desarrollo psicológico (Wilson, 1984). El hombre no reconoce adecuadamente el valor de la biodiversidad, debido a que los programas de conservación suponen la reducción de los beneficios individuales a corto plazo por beneficios ambientales y sociales a largo plazo. Debido a que la extinción de especies es un proceso irreversible, la actividad del ser humano amenaza su propio futuro y continuidad, amenazando la existencia de las mismas especies que lo mantienen en el sistema. Por lo tanto, el hombre debe resolver el dilema entre

su progreso y desarrollo y la conservación de especies. La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) expone en su Lista Roja que, de las 63.387 especies evaluadas, 19.817 están amenazadas por la extinción.

Las perspectivas para el futuro no son muy alentadoras. Hay ocho áreas que si se sobrepasan cambiarán el medio ambiente de manera definitiva para la humanidad: el cambio climático, la pérdida de biodiversidad, el exceso de nitrógeno y fósforo en la producción, el agotamiento del ozono estratosférico, la acidificación de los océanos, el consumo mundial de agua dulce -cada año nacen 400.000 personas y en 2030 seremos 8600 millones de personas-, el cambio en el uso del suelo -en España se han perdido más de 64 millones de aves ligadas al medio agrario en los últimos 20 años- y la contaminación del aire. Por ello, invertir en la conservación de la biodiversidad es una apuesta de futuro, que debe ir de la mano de políticas sinérgicas entre el mundo urbano -recordemos que el 50% de la población mundial vive en el 1% de la superficie de la Tierra- y el rural. Esas políticas deben buscar la eficiencia en el consumo de recursos -el 80% de los productos que fabricamos se convierten en residuos- y la compatibilidad ambiental de las acciones y proyectos que se realicen en él medio.

Parnassius apollo
(E. Murria)

Gestión y participación al servicio de una especie amenazada

El quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) no escapó a los procesos de extinción de muchas de sus poblaciones y en Europa está considerada una de las aves más amenazadas. Su estatus poblacional provocó la inclusión en el Anexo I de la Directiva de Aves (79/409/CEE), en los Anexos II del Convenio de Berna (Decisión 82/72/CEE), Convenio de Bonn (Decisión 82/461/CEE) y Convención sobre CITES y que fuera catalogado como especie "En Peligro", en España (Real Decreto 439/1990).

Durante los últimos años, ha sido objeto de planes de conservación en los diferentes países europeos: Francia, Italia, Austria, Suiza. En España, el Instituto de Conservación de la Naturaleza (ICONA) promueve en 1987 el primer inventario nacional de especies amenazadas, con el objetivo de conocer los efectivos reales y la distribución de los núcleos poblacionales. En este inventario, se coordinan y actualizan todos los datos referentes al quebrantahuesos que poseían las Comunidades Autónomas y el ICONA.

Con la publicación de la Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre, en la que se recoge la figura de los Planes de Recuperación como instrumento para la conservación de las especies catalogadas "En Peligro de Extinción", las Comunidades Autónomas implicadas en la conservación del quebrantahuesos elaboran y aprueban sus correspondientes planes de recuperación (Decreto Foral 130/1991, Decreto 184/1994, Decreto 282/1994, Decreto Foral 95/1995, Decreto 45/2003).

El 31 de agosto de 1994, se aprueba el Plan de Recuperación del Quebrantahuesos en Aragón (Decreto 184/1994), que establece un régimen de protección para la especie y se fija como principal objetivo incrementar el número de ejemplares hasta conseguir un núcleo poblacional estable y autosuficiente en su área de distribución actual, de manera que se favorezca la colonización de los territorios considerados como hábitat potencial para la especie y se garantice la viabilidad genética y demográfica del conjunto de la población pirenaica. Con todo ello se pretende que la especie pueda pasar de la catalogación de En Peligro de Extinción a la de Vulnerable según el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Con la constitución del Comité de Flora y Fauna Silvestres, dependiente de la Comisión Nacional de la Naturaleza se comienzan a realizar las reuniones del Grupo de Trabajo del Quebrantahuesos, en el que están representados el Ministerio -actualmente, el Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO)-, las Comunidades Autónomas, así como asesores de ONGs y del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). Fue este órgano de coordinación el que elaboró en el año 2000 la Estrategia para la Conservación del Quebrantahuesos en España.

Miembro de la FCQ realizando labores de vigilancia y seguimiento del quebrantahuesos en los Pirineos (J. A. Gil/FCQ)

Foto página anterior. (J. C. González/FCQ)

Técnico de la FCQ con huevo de quebrantahuesos en el Centro de Cría (J. A. Gil/FCQ)

El quebrantahuesos es probablemente el ave más emblemática del Pirineo y está considerada como una de las especies estrella de la conservación en España. Según la UICN, para que el quebrantahuesos deje de estar en peligro de extinción, su población debería mantenerse en crecimiento, poseer un área de ocupación no fragmentada superior a 2000 km^2 y tener más de 1000 individuos o unos 500 territorios ocupados en la Península Ibérica.

Para conseguir estos objetivos, diferentes Administraciones (Cataluña, Navarra, Aragón, el Ministerio de Medio Ambiente y el Estado francés) iniciaron en 1994 el "Programa de Conservación de los Vertebrados Amenazados en los Pirineos", con apoyo financiero de la Unión Europea (UE) a través de los fondos LIFE. En este programa se adoptaron medidas para la preservación de las tres especies más amenazadas de los Pirineos: el oso pardo (*Ursus arctos*), el bucardo o cabra montés del Pirineo (*Capra p. pyrenaica)* y el quebrantahuesos.

La colaboración público-privada y el apoyo social son vitales para la conservación de las especies amenazadas

Poco después, un grupo de entusiastas naturalistas aragoneses crearon en 1995 la Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (FCQ), con el fin de desarrollar acciones de conservación con la especie en los Pirineos, ligadas al desarrollo socioeconómico sostenible de los territorios donde está presente.

En 1996, la FCQ y el Gobierno de Aragón firmaron un primer Convenio de Colaboración para el desarrollo de proyectos de conservación del quebrantahuesos en la Comunidad Autónoma. Posteriormente, entre 1998 y 2002 la FCQ y el Gobierno de Aragón realizaron el "Plan de Recuperación del Quebrantahuesos en los Sistemas Montañosos del NE de España". Además, se acometió un proyecto transfronterizo (España-Francia) denominado "Por un Pirineo Vivo 2002-2005", que permitió avanzar en parte de las directrices de conservación del Plan de Recuperación del Quebrantahuesos en Aragón, que fueron modificadas y actualizadas en un nuevo Plan (Decreto 45/2003). También entre los años 2002 y 2005 se inició el proyecto de recuperación del quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa (PNPE), cuyo objetivo era crear las condiciones ambientales y sociales necesarias para el establecimiento permanente de la especie.

Tras varios años de intenso y duro trabajo de colaboración entre administraciones locales y regionales, empresas y ONGs, se pusieron en marcha y a punto nuevas técnicas de conservación, tanto in situ como ex situ, con el quebrantahuesos.

En 2005, la FCQ promovió un acuerdo entre el Gobierno de Aragón y el Gobierno del Principado de Asturias para el uso de técnicas de reintroducción con el quebrantahuesos en la Cordillera Can-

tábrica, siempre y cuando la cesión de ejemplares no pusiera en peligro la población donante de los Pirineos. Se firman nuevos convenios de colaboración entre la FCQ y Gobierno de Aragón que estarán vigentes hasta 2011 y por los cuales se pone en marcha en 2009 el Centro de Cría en Aislamiento Humano (CRIAH) de Quebrantahuesos de la Alfranca-Pastriz (Zaragoza), gestionado y mantenido por la FCQ. En 2009 la FCQ junto al Ministerio pone en marcha en el PNPE un proyecto piloto de innovación y desarrollo sostenible, mediante la recuperación de especies en peligro de extinción con la participación de la población local residente en el Espacio Natural Protegido. En 2010, el PNPE autorizó la liberación de los dos primeros quebrantahuesos en la Cordillera Cantábrica: "Deva" y "Leoncia". En 2013, la FCQ fue beneficiaria del proyecto LIFE "Conservación del Quebrantahuesos como Recurso para el Mantenimiento de los Servicios Ecosistémicos" y la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad aprobó la "Declaración de intenciones para la conservación del quebrantahuesos" promovida por la FCQ. Se trataba de un protocolo de colaboración para reforzar e impulsar las acciones para la conservación del quebrantahuesos suscrito por 13 Comunidades Autónomas: País Vasco, Cataluña, Galicia, Andalucía, Asturias, Cantabria, La Rioja, Murcia, Aragón, Castilla-La Mancha, Navarra, Madrid y Castilla y León. La firma tuvo lugar en 2014, antes del comienzo de la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente. Por último, en 2017 se suscribió un nuevo Convenio de Colaboración con el Gobierno de Aragón con la finalidad de potenciar acciones de seguimiento, conservación, protección y divulgación.

En el presente libro se expone diferente información sobre la biología de la especie y los programas de seguimiento, investigación, gestión, conservación y sensibilización que se han desarrollado desde los años 90, gracias a un modelo de colaboración público-privada y a la aportación de la ciencia ciudadana, como soporte de las últimas investigaciones de la especie.

Quebrantahuesos "Deva", pollo liberado en 2010 el Parque Nacional de Picos de Europa (J. C. González/FCQ)

(P. Montaner)

Estudios y publicaciones precedentes

Hasta la publicación de la Orden Ministerial 26-6-1966 por la que establecía la veda de todas las aves rapaces y el Decreto 2573/1973 que incluía a todas las rapaces como especies protegidas (Garzón, 1973), en España estas especies fueron perseguidas por la Administración a través de las Juntas de Extinción de Animales Dañinos y Protección de la Caza (Donazar, 1993). Aunque el Decreto de 1953 establecía la obligatoriedad de constituir Juntas en todas las provincias, tan sólo fueron efectivas en veinte.

Con la creación del ICONA y la protección efectiva de varias especies en 1973 las Juntas dejaron de actuar, sin antes provocar el exterminio de miles de rapaces. Muchas de sus poblaciones fueron llevadas al borde de la extinción, lo que suscitó un gran interés en la comunidad científica por el estudio de estas especies desde el punto de vista de la biología de la conservación, además de desempeñar un papel importante como proveedores de servicios ecosistémicos, es decir, control de plagas de roedores y eliminación de restos de ganado muerto.

El quebrantahuesos es una las especies amenazadas más estudiadas en la Península Ibérica

Dentro las rapaces, las grandes carroñeras y en particular el quebrantahuesos ha sido de las especies más estudiadas en la Península Ibérica. Una de las primeras publicaciones fue la extraordinaria monografía redactada por Hiraldo et al. (1979) en la que se exponían los conocimientos de los que se disponían sobre la especie, repasando aspectos sobre su ecología, taxonomía, estatus y distribución. Desde entonces, se han ido publicando diferentes libros en España sobre la biología y conservación del quebrantahuesos: Heredia y Heredia (1991), Donazar (1993), Gómez, (1999), Bartolome y Vega (2000), Margalida y García (2002), Terrase (2004), Margalida y Heredia (2005), Baguena et al. (2007), Gil et al. (2009), Gil et al. (2010) y Margalida et al. (2012).

A pesar de existir multitud de trabajos científicos e información sobre la especie, muchos de ellos generados a partir de la década de los años 90 del pasado siglo, existen muy pocas publicaciones donde se hayan abordado conjuntamente los contenidos sobre la ecología de la especie y los modelos de promoción social capaces de impulsar iniciativas de desarrollo rural sostenible, vinculadas a la conservación de especies amenazadas. Tanto en el Pirineo central, en Aragón, como en la Cordillera Cantábrica, se han realizado diferentes programas de cooperación con el fin de vincular el desarrollo socioeconómico con la conservación de la biodiversidad. Gracias a la aprobación del Plan de

Recuperación y la puesta en marcha de varios programas, la población pirenaica aragonesa se ha duplicado en dos décadas y se está expandiendo hacia otras montañas de la Península ibérica.

Quebrantahuesos disecado
(J. A. Gil/FCQ)

(Archivo/FCQ)

Buitres del Viejo y Nuevo Mundo

Probablemente, la evolución de las aves comenzó en el Jurásico, a partir de dinosaurios celurosaurios, que presentan plumas en su cuerpo y características óseas afines (Switek, 2012). La extinción masiva que sucedió hace 65 millones de años (Cretácico-Paleógeno) en la que desaparecieron el 75% de los géneros biológicos, provocó la liberación de nichos ecológicos que pudieron ser ocupados por nuevas especies que acabarían diversificándose enormemente.

En el mundo existen, actualmente, 313 rapaces (Ferguson & Christie, 2001), que se alimentan de vertebrados vivos o muertos -carroñas-. Están divididas entre especies diurnas (Falconiformes) y nocturnas (Estrigiformes), ambas muy similares por la convergencia evolutiva al alimentarse de forma similar y ocupar los mismos nichos ecológicos.

En los Pirineos existen restos fósiles de quebrantahuesos de hace 580.000 años

Entre las rapaces diurnas se encuentran los buitres, presentes en todos los continentes, a excepción de la Antártida y Oceanía, que están agrupados en dos familias: Catártidos y Accipítridos. Según los restos fósiles encontrados, la aparición de los primeros buitres se remontaría a 40 o 50 millones de años, alcanzando su momento álgido (*Gypaetinae*) en el Mioceno y Pleistoceno (Houston, 2001). En Europa, la composición de aves carroñeras no ha cambiado sustancialmente durante los últimos 30.000 años. En los Pirineos, se han localizado restos fósiles de quebrantahuesos de hace 580.000 años (Arribes, 2004). En general, son aves de larga vida, baja fecundidad, reducidas poblaciones debido a su posición en la cadena trófica, territoriales -a excepción de los buitres que son coloniales- y con grandes áreas de campeo.

En el Nuevo Mundo -continente americano- existen siete especies pertenecientes a la familia *Cathartidae*, del vocablo griego que significa "los que limpian". Hasta la década de los 90, los buitres americanos han sido considerados como miembros del orden Falconiformes. A finales del siglo XX, se expuso que los Catártidos podían estar emparentados con las cigüeñas (Orden Ciconiiformes). Pero estudios recientes filogenéticos parecen sugerir que los Cathartidae no muestran afinidad con las cigüeñas y sí con los Accipitridae (Hackett et al., 2008). Los Catártidos tienen buen sentido del olfato, orinan y defecan en sus piernas para que se enfríen por evaporación y en el caso del zopilote (*Coragyps atratus*) pueden consumir vegetales podridos o muy maduros. De acuerdo a la mitología maya, los buitres llevan los mensajes entre los seres humanos y los dioses.

Buitres leonados (*Gyp fulvus*)
(P. Pérez)

Condor andino (*Vultur gryphu*)
(Archivo FCQ)

En el Viejo Mundo, existen dieciséis especies de buitres, emparentados con águilas y gavilanes (Del Hoyo et al., 1994). Son los vertebrados terrestres más aptos para explotar restos orgánicos de cadáveres. Su dieta necrófaga ha originado rasgos morfológicos convergentes con los buitres del Nuevo Mundo: gran tamaño, alas adaptadas al vuelo de planeo para aprovechar las corrientes ascendentes de aire caliente -térmicas-, con un menor desgaste energético de prospección del territorio, ya que el alimento se encuentra disperso e impredecible en el tiempo y el espacio.

Los buitres africanos en vuelo de planeo 44 km/h. consumen 0,38 kilocalorías/km, mientras que, en vuelo de aleteo, con la misma velocidad, consumen 12 kilocalorias/km (Pennycuik, 1973). La velocidad de elevación de los buitres depende de su carga alar, es decir, la relación entre el peso y la superficie alar: a menor carga alar, se asciende más rápidamente.

Un buitre moteado (*Gyps rueppelli)* posee el récord de altitud al ascender a más de 11.300 metros -bastante más de lo que mide el monte Everest-, gracias a su hemoglobina con unas características que le permiten respirar en atmósferas enrarecidas o con menos oxígeno (Carwardine, 2008).

Alimoche (*Neophron percnopterus*)
(E. Viñuales)

Las carroñas se descomponen en un tiempo variable, dependiendo de varios factores: tamaño, condiciones ambientales y existencia de microfauna. Los cadáveres de los mamíferos medianos y grandes poseen un volumen suficiente para permanecer en la naturaleza durante un tiempo más o menos prolongado. Por ejemplo, la estrategia de los buitres leonados (*Gyps fulvus*), que pueden ayunar dos o tres semanas (Elosegui, 1989), es localizar lo más pronto posible las carroñas (pudiendo rastrear grandes áreas en poco tiempo y gran velocidad a 25-50 km/h) y dominar por su tamaño corporal las mismas ante otros competidores como los lobos y los osos.

En España, se han observado buitres leonados recorrer distancias medias por día que oscilan entre 2,8 y 47,6 km, (García-Ripollés et al., 2011). A diferencia de la mayoría de las rapaces, los buitres no presentan un acusado dimorfismo sexual. La estrategia reproductora está adaptada a unos recursos escasos, con ciclos reproductores largos, en los que normalmente solo crían un pollo y con una contribución de las tareas parentales por parte de los dos progenitores.

Quebrantahuesos, ¿águila o buitre?

Su nombre científico *Gypaetus barbatus*, del griego "Gyps": buitre y "aetos": águila y del latín "*barbatus*", hace alusión a su aspecto corporal, debido a la barba-cerdas que sobresale bajo su pico. Esta rapaz tiene un peso de 5-7 kg. siendo más grandes y pesadas las hembras (5,85 kg., rango 5-7,15 kg., n = 33), que los machos (5,18 kg., rango 3,6-6 kg., n = 21) (López-López, 2011). Posee alas estrechas y puntiagudas y una envergadura de 2,49 metros (rango 2,28-2,66 metros; n = 50) (J. A. Gil, inédito). El tamaño de los ejemplares de Asia es mayor que el de los Etiopía (Hiraldo et al., 1979) ya que varía clinalmente (regla de Bergmann).

Cómo identificarlos: plumaje, edad y muda

El plumaje desempeña varias funciones como la homotermia y el vuelo. Los agentes ambientales desgastan las plumas o estructuras queratinosas compuestas por proteínas ricas en azufre, que deben ser reemplazadas periódicamente con la muda, pudiendo variar el plumaje con la edad. En el caso del quebrantahuesos podemos distinguir varias edades en función de su plumaje:

Joven de < 1 año
(J. C. Ascaso/FCQ)

El raquis de las plumas de quebrantahuesos es de color blanco
(J. A. Gil/FCQ)

Joven de 1 año (4-12 meses, euring 3). La cabeza y cuello son negros, con plumas blancas en la garganta. La cera y las comisuras del pico son azules. La barba o agrupación de cerdas bajo el pico es muy pequeña y el iris es oscuro. La espalda posee un triángulo blanco. Las cobertoras pequeñas, medianas y mayores son marrones con puntas blancas, que pueden llegar a formar una línea blanca. El pecho, vientre y las calzas son oscuras con moteados blancos. La silueta de vuelo es redondeada con las plumas rectrices de la cola cortas. No han comenzado la muda, ni en las plumas rémiges primarias (plumas de propulsión), ni en las rémiges secundarias (plumas de elevación y sustentación).

Posee alas estrechas y puntiagudas y una envergadura que puede oscilar entre los 230 y los 260 cm

Joven de 2 años
(J. C. González/FCQ)

Joven de 3 años
(J. C. González/FCQ)

Joven de 2 años (euring 5). La cabeza y cuello es negro pero empieza a aclararse el rostro. La barba es de tamaño medio y el iris más claro, envuelto en un anillo esclerótilo rojo. En la espalda comienza a difuminarse el triángulo blanco. En las cobertoras aparecen plumas nuevas del segundo plumaje juvenil, marrones sin puntas blancas. El pecho, vientre y calzas son marrones pero sin moteado. Comienza la muda de primarias internas de manera descendente -del interior al exterior-, secundarias y rectrices (las nuevas son con punta redondeada).

Joven de 3 años (euring 7). La cabeza y cuello son negros y el rostro blanco. Aparecen plumas blancas en el píleo y la nuca. La barba es muy visible y larga. El iris es amarillo similar al del adulto. En la espalda el triángulo blanco casi no se distingue. Las cobertoras poseen muchas plumas del segundo plumaje juvenil. El pecho, vientre y calzas con plumas más oscuras del segundo plumaje juvenil. La silueta de vuelo es irregular y comienzan a mudar primarias centrales (plumas viejas más largas y puntiagudas).

Subadulto de 4 años (euring 9). La cabeza de color blanco y el cuello negro. Comienzan a aparecer las filoplumas negras de la región auricular, que es el carácter diferenciador más evidente con respecto a la subespecie *Gypaetus barbatus meridionalis*, posiblemente como respuesta funcional a las condiciones climáticas (Margalida et al., 2008). La barba ya es larga. En la espalda ha dejado de distinguirse el triángulo blanco. En las cobertoras comienzan a aparecer plumas del tercer plumaje de adulto (pluma negra con raquis y punta blanco). Las calzas son blancas y la silueta de vuelo es similar a la del adulto, con las alas largas y estrechas y cola larga. Se mudan las primarias más externas y completan la muda de secundarias.

Subadulto de 5 años (euring B). La cabeza y cuello es blanca o naranja con algunas plumas de color negro. El capirote, el antifaz, desde el ojo hasta el pico, y la barba es similar a la de un adulto (6 cm). La espalda es negra, con algunas plumas sin mudar marrones. Ha mudado la mayor parte de las cobertoras. Vientre y calzas blancas o naranjas (con alguna pluma marrón). En el pecho aparece banda pectoral o collar con plumas marrones oscuras. Los ejemplares más retrasados completan la muda de primarias y secundarias.

Subadulto 6 años (euring C). La cabeza y cuello es blanca o naranja. La espalda negra. En las cobertoras puede quedar alguna pluma del segundo plumaje juvenil, dominando las plumas negras con raquis blanco. El pecho, vientre y calzas blanco o naranja, en función de los baños de barro. Ha mudado todas las primarias y secundarias. La silueta de vuelo es estilizada.

El Adulto >6 años posee cabeza, cuello, pecho con collar fino, vientre y calzas blancas o naranja, espalda gris pizarra, cobertoras negras sin presencia de plumas marrones y plumas rémiges grises con el borde negro.

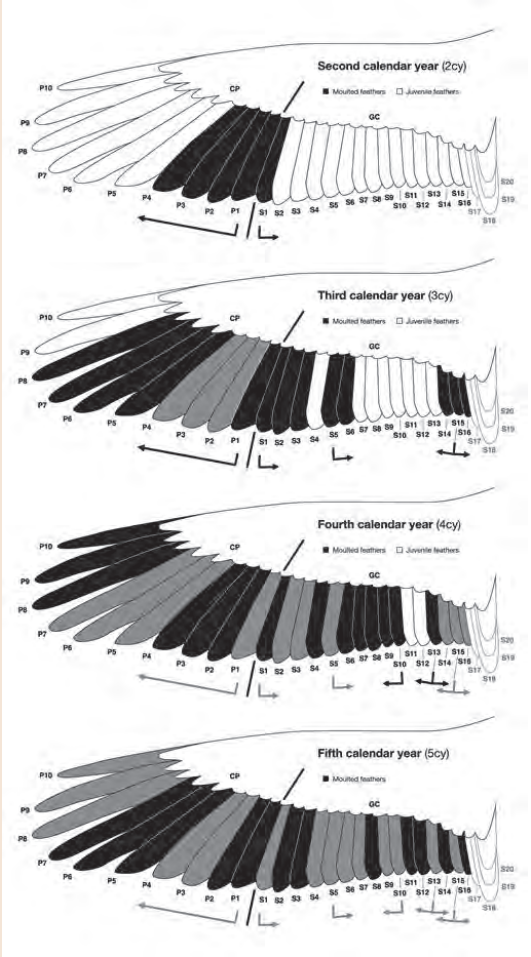
Subadulto de 5 años
(J. C. González/FCQ)

La muda en el quebrantahuesos ha sido estudiada por varios autores (Hiraldo et al., 1979; Adam & Llopis, 2003; Sese 2011; Forsman, 2016; Zuberogoitia et al., 2016). El quebrantahuesos posee 10 rémiges primarias (de hasta 70 cm.), 20 secundarias y 12 rectrices (de hasta 60 cm.). Realiza la muda entre la primavera y el otoño, evitando el invierno, ya que supone un alto consumo de energía (Hemborg & Lundberg, 1998), que en el caso de los buitres puede constituir hasta un 4,8% de la energía requerida por individuo (Houston, 1973). La muda postjuvenil es escalonada y dura cinco años. El crecimiento de las plumas primarias puede durar aproximadamente 90 días (Cramp & Simons, 1980). Realiza dos ciclos de muda antes de alcanzar el plumaje adulto definitivo, que coincide con la edad de la madurez sexual. La muda postnupcial es parcial, cambiando anualmente sólo las plumas pequeñas de cabeza y cuerpo. Las plumas corporales más grandes y coberteras alares son renovadas a lo largo de varios periodos de muda y las plumas de vuelo son cambiadas de forma serial. La extensión y el calendario de muda de las plumas de vuelo difiere entre clases de edad. Los subadultos comienzan la muda a principios de marzo, mientras que los adultos a finales de abril. Los subadultos tardan tres años en mudar todas las plumas de vuelo, mientras que los adultos lo hacen en dos años (Zuberogoitia et al., 2016). Entre los individuos puede existir variabilidad en el desarrollo de la muda asociadas a las condiciones físicas (malnutrición, estrés o enfermedad) y el sexo.

El crecimiento de las plumas primarias puede durar aproximadamente 90 días

Adulto > 6 años
(J. C. González/FCQ)

Para el mantenimiento de las plumas se acicalan y reparten una secreción aceitosa procedente de la glándula uropigial, que sirve como repelente del agua. Los pigmentos o melaninas aportan color a las



plumas y también les dan más resistencia (Burtt, 1979), como termorreguladoras (Burtt, 1981), para absorber la radiación ultravioleta (Burtt, 1979) y frente a los agentes degradantes de las bacterias (Burtt & Ichida, 1999). Las plumas crecen de manera continua. El fragmento que crece durante el día es más oscuro que el de la noche, por lo que aparecen en las plumas bandas de queratina claras y oscuras denominadas barras de crecimiento. Así podemos conocer los periodos de estrés nutricional, que provocan una reducción de la anchura de las barras (Jenkins et al., 2001).

(B. Aniz)

Patrón de muda del quebrantahuesos
(Zuberogoitia et al., 2016)

Baños de barro

En los adultos, la coloración del pecho y los tarsos puede variar de blanco a naranja intenso, como resultado de los baños de barro que realizan en aguas ferruginosas en los que adquieren elementos cromóforos (parte de una molécula orgánica responsable de su color) (Berthold, 1967; Frey & Roth-Callies, 1994; Negro y Margalida, 2000).

Son diferentes las hipótesis que explican este comportamiento innato de uso de cosmética natural: selección sexual y señal de estatus o dominancia (Negro et al., 1999), control de ectoparásitos (Brown & Bruton, 1991) y función antioxidante para reducir los efectos negativos de las bacterias en el huevo (Arlettaz et al., 2002). En el caso del quebrantahuesos de los Pirineos se conocen tres especies de piojos o malófagos: *Colpocephalus flavescens, Degriella euzonia y Esthiopterum sp*., que comen y degradan plumas (Hiraldo et al., 1979).

Los primeros descubrimientos de estos baños de barro en los Pirineos se realizaron en 1993 (Caussimont et al., 1995), observándose también en otras poblaciones como en Creta (Xirouchakis, 1998). Posteriormente, se han registrado observaciones en los Pirineos occidentales y centrales en diferentes fuentes ferruginosas, con una mayor utilización en otoño y en las horas centrales del día (Duchateau, 2016). Uno de los manantiales utilizados se encuentra en el valle de Astún (Aragón). En relación al sexo, se ha observado que las hembras en cautiverio son de promedio más rojizas que los machos (Frey y Roth-Callies, 1994).

Adulto bañándose en fuente ferruginosa en el Pirineo francés (S. Duchateau)

Tomando muestras de sangre a pollo de quebrantahuesos para análisis moleculares (J. A. Gil/FCQ)

Dimorfismo sexual

Según Margalida et al. (2012) la hembras parecen tener la cabeza más alargada y una curvatura más pronunciada entre el pico y la frente, a diferencia de los machos que poseen un diseño más rectilíneo. Brown (1989) observa en la subespecie *Gypaetus barbatus meridionalis* que la silueta de vuelo de las hembras posee un contorno de la zona de conjunción de las plumas secundarias con las primarias más estrecho. En referencia a las medidas se ha podido comprobar que las hembras tienen la longitud y altura del pico y la longitud de la cola significativamente mayor que los machos (López-López et al., 2011). Para poder determinar el sexo de la especie se pueden utilizar medidas morfométricas que clasifican correctamente el 87% de los casos (López-López et al., 2011) o métodos moleculares mediante muestras sanguíneas (García et al. 2009).

Rapaz adaptada

El vuelo

Para poder volar, el esqueleto de las aves debe ser ligero. Por este motivo, tienen huesos huecos, resistentes (neumatizados), llenos de aire, conectados con el sistema respiratorio, que comprende, además de pulmones, de 9 a 11 sacos aéreos, para mejorar el flujo de aire durante la respiración y hacer que el cuerpo sea más ligero.

Las dimensiones de las alas, cola y peso determinaran las estrategias de vuelo. Las corrientes de aire caliente o columnas térmicas ascienden en espiral a unas velocidades de 2 a 5 m/s hasta los 3000 metros, lo que permite ascensiones a 50-80 km/h. Por otro lado, las corrientes de ladera se producen cuando el viento choca con algún relieve y el aire asciende a lo largo de él. El quebrantahuesos pre-

Posee baja carga alar y un vuelo ágil

(P. Montaner)

(P. Montaner)

(P. Montaner)

senta un índice de carga alar (0,56 g/cm^2) inferior al de un buitre leonado (*Gyps fulvus*) (0,77 g/cm^2), permitiéndole remontar corrientes térmicas a primeras horas del día (Donazar, 1993).

Además, el diseño de sus elementos de vuelo, con una cola larga, que le proporciona sustentación en térmicas débiles, favorece la capacidad de volar en áreas montañosas donde son más frecuentes los vientos de ladera, deslizándose a baja altura y escasa velocidad, pudiendo realizar fuertes descensos (de hasta 170-230 km/h) y giros, de vital importancia cuando realiza maniobras de precisión rompiendo huesos. En sus vuelos de prospección puede alcanzar velocidades de 50 km/h (Silva et al., 2017).

Digiere los huesos en 24 horas

Los ejemplares no territoriales permanecen más tiempo volando y realizan desplazamientos más largos, con una distancia de 42 km de máxima media diaria. Los ejemplares territoriales vuelan distancias menores 20-25 km (máxima media diaria), más durante la segunda mitad de la luz del día, siendo las hembras las que viajan más lejos, con una distancia máxima diaria de 37 km. Tanto los no territoriales como los territoriales vuelan más tiempo en invierno y primavera, ya que necesitan más requerimientos energéticos y poseen menos recursos tróficos (Gil et al.,2017; Margalida et al., 2017; García et al., 2018).

Singular aparato digestivo

Los buitres poseen jugos gástricos muy ácidos, con encimas específicas que degradan toxinas muy potentes como las botulínicas producidas por la bacteria *Clostridium botulinum*, que aparece en la carne putrefacta. Mientras que los humanos tienen gran cantidad de microbios en el estómago, los buitres tienen un intestino extremadamente limpio porque durante el proceso digestivo matan la ma-

Cráneo de quebrantahuesos (J. A. Gil/FCQ)

Excremento de quebrantahuesos (J. A. Gil/FCQ)

yoría de los microbios que consumen. Poseen genes vinculados con la inmunidad y la defensa contra las infecciones microbianas y virales, que permiten a las células ocuparse de los patógenos para su ingestión y eliminación. El quebrantahuesos tiene un pico largo, con una longitud media de 4,8 mm; ancho (de media 2,2 mm); y alto (de media 3 mm) (López-López et al., 2011), con una abertura maxilar grande, de hasta 90 mm, gracias a sus ligamentos elásticos. De esta manera, puede tragar grandes huesos de hasta 25 cm de longitud, que pasan al esófago y, después, al estómago, porque no posee bolsa de almacenamiento. Sus excrementos son cilíndricos y secos, contienen calcio y ácido úrico, y también expulsan egagrópilas, compuestas por alimento no digerido que se forman a las primeras horas tras la comida, limpiando así las partes iniciales del tracto digestivo.

Los sentidos: muy buena vista y oído

La vista es uno de los sentidos más importantes de las aves. Poseen cuatro tipos de receptores de color en el ojo, que les permiten percibir no sólo la luz en el espectro visible, sino también en la luz ultravioleta (Bennett & Cuthill 1994) y polarizada. Las rapaces tienen los ojos muy grandes en comparación con su tamaño corporal, siendo 1,4 veces mayor que el promedio de las aves de su mismo peso (*Brooke et al., 1999*). Pueden poseer dos fóveas o zonas de enfoque de luz en cada ojo (Frost et al., 1990): la temporal, con visón monocular, utilizada para mirar de cerca y la nasal, con visión binocular, para observar de lejos (Tucker, 2000), con un campo visual de hasta 340º.

Además, tienen una alta densidad de receptores de luz en la retina, con una gran proporción de conos (células fotosensibles que permiten una gran definición de la vista en color) y gran cantidad de conexiones nerviosas entre los fotoreceptores y el cerebro, permitiéndoles una gran agudeza visual, 4 y 5 veces superior a la de los humanos (Reymond, 1985).

Las rapaces poseen una agudeza visual 4 y 5 veces superior a la de los humanos

Ojo de quebrantahuesos con anillo esclerótilo rojo (J. A. Gil/FCQ)

Todo esto le permite al quebrantahuesos poder localizar pequeños huesos y vigilar desde largas distancias la entrada de otro ejemplar en su territorio. Las aves poseen un oído excelente, especialmente las rapaces nocturnas. Mediante el oído pueden percibir las variaciones de la presión atmosférica y controlar las diferencias de altitud en vuelo (Terrasse, 2004), que en el caso del quebrantahuesos han llegado hasta los 7300 metros (Laybourne, 1974). Esta rapaz puede ajustar una mejor posición de las rémiges con respecto de las fuerzas que recibe, a través de las vibraciones de las corrientes de aire en las raíces de las plumas (Terrasse, 2004).

No son mudos

Emiten silbidos en vuelo durante las interacciones con otros ejemplares -muy habituales en los Puntos de Alimentación Suplementaria-PAS-, en los vuelos de cortejo y en los intentos de cópula por parte de los machos (Bertan & Margalida, 2005). Los pollos pueden realizar vocalizaciones para reclamar a los parentales alimento, calor y afecto, sonidos que emiten de forma diferenciada en función de lo que requieren (J. A. Gil, inédito).

El rey de las montañas

Distribución, hábitat y población

Habitante de cordilleras

El quebrantahuesos está presente en algunas regiones montañosas de Europa, Asia y África, ocupando 61.700.000 km^2 (BirdLife Internacional, 2018). Se distinguen dos subespecies *G. b. barbatus* que es la más extendida y que se encuentra en las principales cordilleras de Eurasia y Norte de África (Atlas, Pirineos, islas de Córcega y Creta, Asia Menor, Oriente Medio, Cáucaso, Irán, Hindu Kush, Tian Shan, Altai, Meseta de Pamir, Karakórum, Kuen Lun e Himalaya) y *G. b. meridionales*, que se reparte por algunas montañas del sur y este de África, principalmente en Etiopía (cordillera de Abisinia) y Sudáfrica (cordillera de Drackensberg), así como en algunos enclaves montañosos aislados de Kenia y Tanzania (Gil et al., 2009). Su distribución coincide con la presencia de poblaciones de ungulados salvajes y ganado doméstico (*Bovidae*), que son su principal fuente de alimentación (Brown & Plug, 1990).

Página anterior:
Joven de quebrantahuesos durante la dispersión en los Pirineos (J. C. González/FCQ)

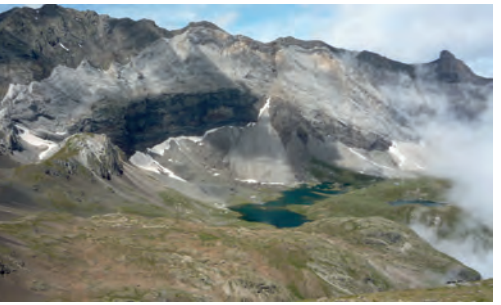
Cordillera de los Alpes (Suiza) (J. A. Gil/FCQ)

Cordillera de Abisinia, macizo de Simien (Etiopia) (J. A. Gil/FCQ)

(P. Montaner)

Volando por la Península Ibérica

Durante los últimos siglos, las poblaciones del Paleártico occidental han sufrido un drástico proceso de regresión, que han conducido a su declive y extinción en la mayoría de las áreas donde estaba presente: Sicilia (1840), Cárpatos (1940), Alpes (1935), Chipre y Cerdeña (1975) y Balcanes (2000) (Antor et al., 2004). Hasta finales del siglo XIX, la especie se encontraba distribuida por la práctica totalidad de los macizos montañosos de Europa (Hiraldo et al., 1979). Como resultado de este proceso, actualmente sólo persisten tres poblaciones autóctonas en Europa occidental, que se localizan en los Pirineos (España-Francia), Creta (Grecia) y Córcega (Francia). Durante el pasado siglo XX, la especie se extinguió en los principales macizos montañosos de la Península Ibérica (Sistema Ibérico, Cordillera Cantábrica, Sistema Central, Sierra Morena y Sistemas Bético y Penibético) (Hiraldo et al., 1979), quedando relegada su presencia a los Pirineos a partir de la década de los 80, momento en el que desapareció el último ejemplar adulto de Andalucía (Simón et al., 2005).



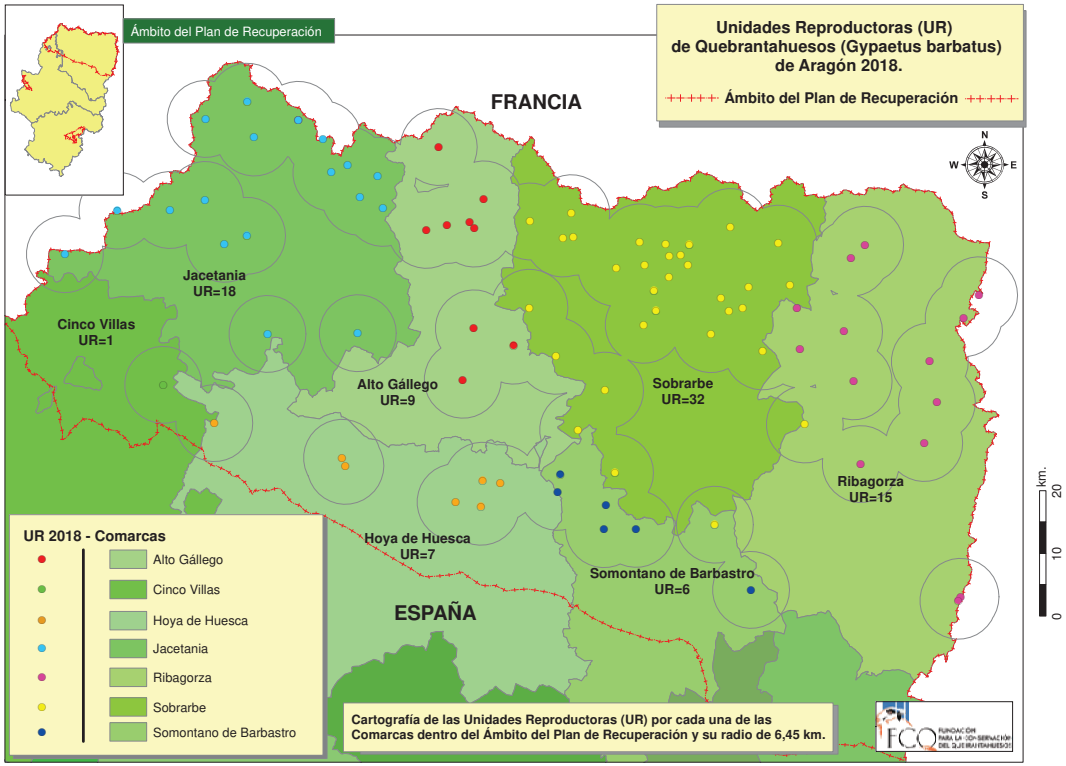
Pirineo francés
(JA Gil/FCQ)

El último refugio: los Pirineos

Las montañas pirenaicas, con cimas que superan los 3000 metros de altitud, poseen un paisaje rico y variado y constituyen uno de los últimos refugios de vida silvestre del continente europeo. Desgraciadamente algunas de sus especies más representativas han desaparecido debido a la persecución humana, como el lobo, el lince y el bucardo o sufrieron una drástica reducción, como el oso pardo y el quebrantahuesos.

En la actualidad el quebrantahuesos ocupa en los Pirineos españoles (Navarra, Aragón y Cataluña) y franceses un área aproximada de 30.000 km^2 (Heredia y Razin, 1999). Fuera de los Pirineos y gracias la puesta en marcha de dos proyectos de reintroducción (Torreorgaz, 2006; Baguena et al., 2010), se han creado dos nuevos núcleos de reproducción: uno en las Sierras Béticas (Cazorla-Jaén) y otro en la Cordillera Cantábrica (Molina et al., 2018).

Durante las últimas décadas se han incrementado el número de observaciones de ejemplares fuera de su área de distribución habitual, debido a los movimientos que realiza la población flotante en otras áreas montañosas (Antor et al., 2000). Dado su carácter territorial, su distribución invernal en España coincide con la del periodo reproductor (Gil, 2012).



Distribución de las unidades reproductoras de quebrantahuesos en el Pirineo central (Aragón-España)

Pirineo español (Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido) (JA Gil/FCQ)

Ganado extensivo en el Pirineo (JA Gil/FCQ)

Según los futuros escenarios climáticos para el siglo XXI, los modelos predicen contracciones de la distribución actual de la especie en España entre un 96% y un 98% en 2041-2070 y el nivel de coincidencia entre la distribución observada y potencial se reduce hasta un rango de entre un 0% y un 5% (Araújo et al., 2011).

En el Pirineo central (Aragón), hasta los años 70 la información sobre la especie era bastante escasa, conociéndose su existencia en las Comarcas de la Jacetania y Sobrarbe (Huesca). En la primera se comprueba que vuela un pollo en San Juan de la Peña en 1970 (Pedrochi, 1987). Fue también durante esta época cuando Félix Rodríguez de la Fuente filma a la especie en el valle de Ordesa y San Juan de la Peña para la serie de Televisión Española (TVE) "El Hombre y la Tierra" (Gil, 2002; Heredia, 1991). Actualmente la especie está presente en 11.063 km^2 en todas las Comarcas pirenaicas aragonesas: Ribagorza, Sobrarbe, Alto Gállego, Jacetania, Somontano de Barbastro, Hoya de Huesca y Cinco Villas, ocupando la región biogeográfica Eurosiberiana y las tres áreas geomorfológicas: Pirineo Axial, Sierras Interiores y Sierras Exteriores.

Ave de paisajes ganaderos

El quebrantahuesos es una especie ligada a sistemas montañosos (Gil et al., 2009) y está presente en un mosaico de paisajes: pastizales, zonas de matorral, bosquetes y cortados rocosos predominantemente calizos de elevada pendiente que posibiliten sus desplazamientos al aprovechar los vientos orográficos y así explotar sus enormes áreas de alimentación. Necesita espacios abiertos que favorezcan la localización de cadáveres, con escasas perturbaciones humanas (Margalida et al., 2007). Su presencia coincide con la existencia de poblaciones de ungulados salvajes y ganado doméstico extensivo, cuyos restos óseos de mediano tamaño emplea como principal recurso alimenticio (Margalida, 2008). Todos los ejemplares usan el espacio pirenaico de manera diferencial en función de las estaciones. Durante el invierno seleccionan la vertiente sur central (Aragón-España), mientras que en verano utilizan más la vertiente norte (Antor et al., 2005; Gil et al., 2010). La presencia de ganado doméstico en extensivo, que proporciona recursos tróficos y una meteorología más favorable, facilita la presencia de la especie en áreas altitudinales superiores, cubiertas de nieve en invierno.

Variación geográfica y genética

El principal carácter diferenciador de ambas subespecies es la ausencia de un mechón negro en la oreja de *G. b. meridionalis* (Bijeleveld, 1974). Los caracteres morfológicos en los que se basa esta clasificación pueden haberse fijado por azar o constituir una reciente selección, ya que habitan zonas más cálidas (Negro et al., 2005). A partir de muestras de colecciones y museos se realizó un primer estudio genético del quebrantahuesos, que concluyó que las poblaciones del Pirineos y Alpes tenían escasa variabilidad genética, aunque una cierta diferenciación poblacional, recomendando la incor-

Se comprueba en 2012 buena variabilidad genética de los quebrantahuesos pirenaicos

poración de ejemplares de otras poblaciones en la Península Ibérica, con el fin de enriquecer el acervo genético (Negro & Torres, 1999).

Posteriormente, Godoy (2004) expuso que la especie posee dos linajes mitocondriales diferentes, el A de las poblaciones del oeste de Europa y el B de las de África, este de Europa y Asía, con una distribución clinal desde la Península Ibérica hasta Asia, dándose la máxima mezcla de ambos linajes en Alpes y Grecia. También comenta que las poblaciones de quebrantahuesos no se pueden considerar unidades evolutivamente significativas porque no presentan variaciones adaptativas reflejadas por la concordancia entre datos ecológicos, morfológicos, genéticos, etc. y que deberían tratarse como una única población. Por último, expone que la población de los Pirineos constituye la principal reserva genética del linaje A, que posee una identidad genética diferenciada y que es posible que tuviera un flujo genético a través de las poblaciones de Europa central. García (2012) analiza 110 muestras de quebrantahuesos procedentes del Pirineo central (Aragón), determinando mediante el análisis del DNA el sexo de cada animal (el número de machos y hembras está equilibrado) y la situación genética de la población. Los resultados indican la presencia de cinco haplotipos diferentes, buena variabilidad genética, desechando una depresión consanguínea. Por su parte, Krüger (2012) realiza análisis genéticos de DNA detectando poca o ninguna diferenciación entre las poblaciones en Etiopía y el sur de África y una diversidad de haplotipos reducida en el sur de África en comparación con las poblaciones en el hemisferio norte.

Gypaetus barbatus medidionalis en Etiopia (J. A. Gil/FCQ)

Laboratorio de genética de la Universidad de Zaragoza (J. A. Gil/FCQ)

Se estima una población global de 2000-10.000 individuos (BirdLife International, 2018), posiblemente subestimada, ya que muchas poblaciones son insuficientemente conocidas.

ASIA

El continente asiático alberga gran parte de la población mundial de la subespecie *Gypaetus barbatus barbatus* (Gil, et al., 2009), pero la utilización del diclofenaco, un antiinflamatorio de bajo costo suministrado al ganado que provoca fallos renales en los buitres que consumen animales tratados con este medicamento, ocasionó a partir de la década de los años 90 la pérdida de aproximadamente el 97% de la poblaciones de buitres (*Gyps bangalensis*, *Gyps indicus* y *Gyps tenuirostris*) en el subcontinente Indio (India, Pakistán, Bangladesh, Nepal...). Esto provocó que los buitres fueran clasificados por la lista roja de las especies IUCN como “en peligro crítico de extinción” (Naidoo & Swan 2009; Taggart et al. 2007; Anon 2015). Dicha disminución también se observó en el quebrantahuesos, concre-

Cordillera del Himalaya Ladakh (India) (J. A. Gil/FCQ)

Joven de quebrantahuesos en Etiopía (J. A. Gil/FCQ)

tamente en Nepal (Acharya et al., 2010; Giri, 2013), donde estuvo disponible el diclofenaco desde 1994 (Baral et al., 2004). Desde la prohibición de diclofenaco en Nepal e India en 2006 las poblaciones de buitres han comenzado a recuperarse (Prakash et al., 2012; Galligan et al., 2014). En Nepal se ha puesto en marcha un plan de acción para la conservación de los buitres, con el fin de recuperar las poblaciones, cuya estima en el caso del quebrantahuesos, catalogado como vulnerable, es de más de 500 ejemplares (DNPWC, 2015). Existen también poblaciones de quebrantahuesos en Butan, India, Paskistán, Afganistán, Tíbet, China (6900-9900 individuos, MaMing & Xu, 2015), Mongolia, Uzbekistán, Tayikistán, Kirguistán, Kazajistán, Irán, Cáucaso (150 parejas, Gil et al., 2009), Turquía (160-200 parejas, BirdLife International, 2015), Iraq (20 parejas, BirdLife International, 2017), Irán y Península Arábiga (100 ej., Symes et al., 2015).

ÁFRICA

El continente africano posee poblaciones de la subespecie *Gypaetus barbatus meridonalis* en el este de África: Etiopía (1430 parejas, Gil, et al., 2009), Kenia y Tanzania (9 parejas, BirdLife International, 2017) y Sudáfrica (109 parejas, Krüguer et al., 2013), en donde ha descendido la población en las últimas décadas un 50%. En el norte de África, en Marruecos, hay poblaciones de la subespecie *Gypaetus barbatus barbatus* (5-10 parejas, BirdLife International, 2017).

EUROPA

Las poblaciones de quebrantahuesos mejor conocidas son las europeas: 186 parejas en los Pirineos (España-Francia-Andorra), una en los Picos de Europa, dos en Andalucía, cinco en Córcega, siete en Creta, 52 en los Alpés (datos de 2018) y 150-250 en Rusia (BirdLife International, 2015). En concreto la población del Pirineo español comenzó a ser conocida a finales de los años 70, estimándose desde Navarra hasta Lérida unas 29 parejas (Hiraldo et al., 1979). Posteriormente, en los años 80 se realizó un primer censo para toda la vertiente sur pirenaica, en el que se contabilizaron 40 parejas (Canut et al., 1987).

Página siguiente: Quebrantahuesos volando por la Cordillera Pirenaica (A. Ferrer)

Fue a partir de la década de los años 90 cuando se intensificó el esfuerzo y control del seguimiento de las parejas, obteniéndose información más fiable y rigurosa. También fue el momento de la recupe-

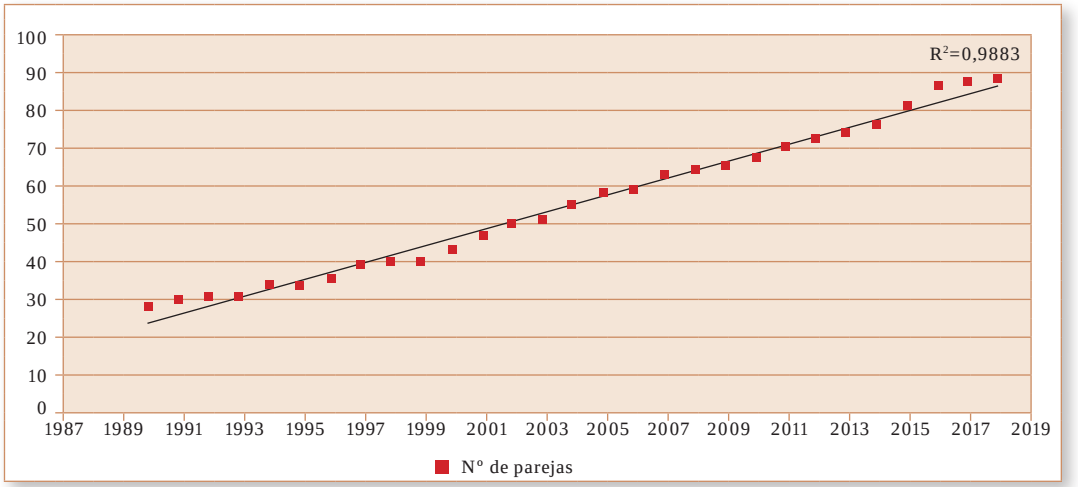
Brecha de Roland/Pirineos
(J. A. Gil/FCQ)

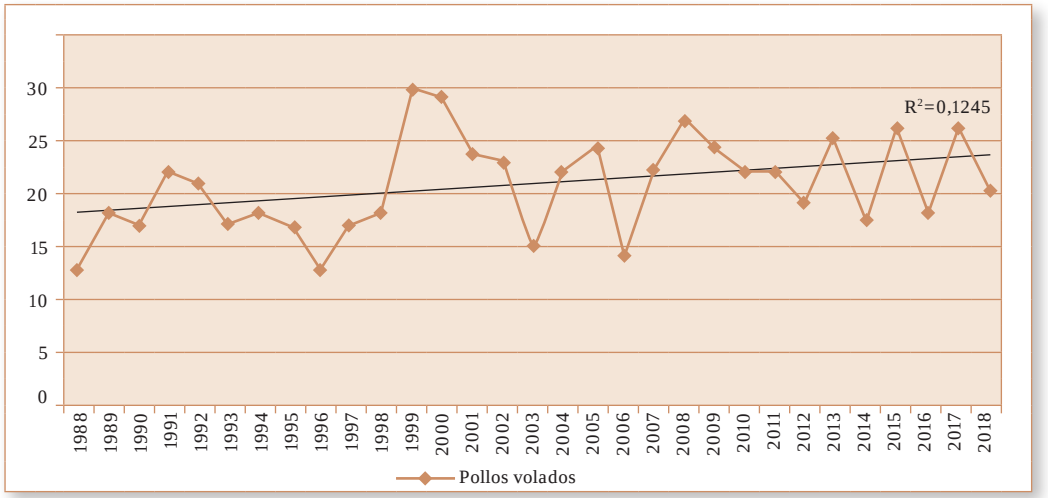
ración de la población reproductora, gracias a un incremento medio anual del 5,6% entre 1995-2002, lo que provocó que se duplicara su población en tan solo una década (1991-2001) (Antor et al., 2004).

En la actualidad, la población reproductora de los Pirineos (España-Francia-Andorra) es la mayor de la UE y, dentro de la pirenaica, la mayor población se encuentra en la parte aragonesa de la cordillera (FCQ-Gobierno de Aragón, inédito, datos 2017). Entre 1988 y 2018 la población reproductora de quebrantahuesos en Aragón creció a una media anual 3,9%, pasando de tener 27 parejas en 1988 a 88 (207 ejemplares reproductores, al tener 31 unidades reproductoras-UR-compuestas por tres individuos) (FCQ-Gobierno de Aragón, inédito). Al mismo tiempo se produjo un aumento de la densidad de parejas, de 2,5 a 7,9 parejas/1000 km^2 (1988-2018) (FCQ-Gobierno de Aragón, inédito). De esta forma, el Pirineo central o aragonés posee una de las poblaciones reproductoras con mayores densidades conocidas. Este incremento se debe, principalmente, al importante reclutamiento de ejemplares de la población flotante a la reproductora, gracias a una producción estable de pollos, cuya media anual se sitúa en 20 pollos (rango 13-30, n=31 años) (1988-2018) (FCQ-Gobierno de Aragón, inédito) y una alta tasa de supervivencia preadulta y adulta (Antor, 2001; Oro et al., 2008; Margalida et al., 2014).

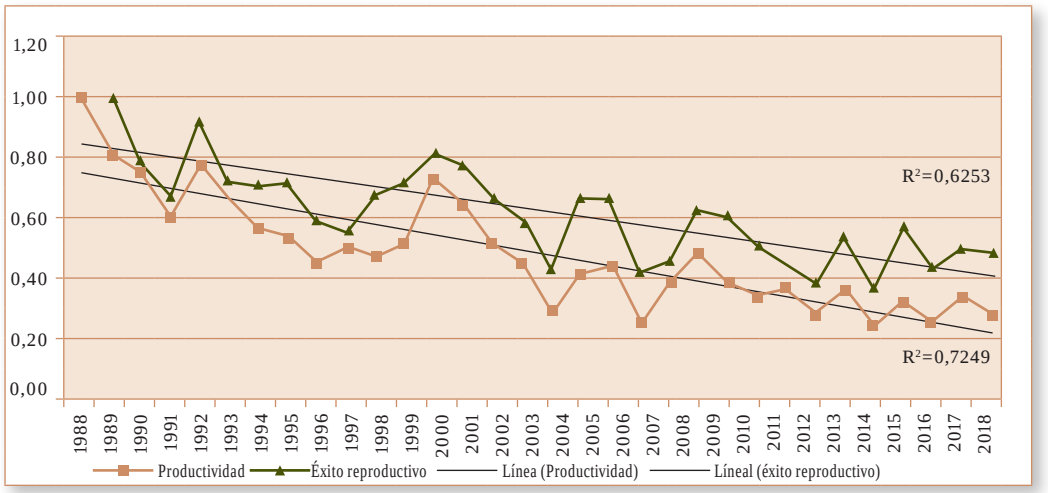
La población de quebrantahuesos pirenaica es la mayor de la UE

Crecimiento del número de unidades reproductoras de quebrantahuesos en Aragón (1989-2018)





Número de pollos de quebrantahuesos que vuelan en Aragón entre 1988 y 2018



Productividad y éxito reproductor de quebrantahuesos en Aragón entre 1987 y 2018

Sin embargo, de forma paralela se ha producido un progresivo descenso de la productividad, al menos desde 1994, momento en el que se inicia un seguimiento más riguroso de los parámetros reproductivos. Las causas provienen de diferentes factores, como las molestias humanas de difícil o imposible corrección (Gil et al., 2005; Arroyo & Razin 2006; Gil, 2011; Blasco et al., 2014), la limitación de recursos tróficos (Margalida & Bertran, 1997), la mortalidad de individuos adultos (Margalida et al., 2008), la falta de experiencia de los ejemplares reproductores (Margalida et al., 2003), los fenómenos de regulación denso-dependiente (Carrete et al., 2006), las enfermedades infecciosas crónicas (Blanco et al., 2010; Gil et al., 2017), la acumulación de tóxicos nocivos (Roscales et al., 2009; Hernández & Margalida 2009), las condiciones meteorológicas desfavorables (Steenhof et al., 1997), las interacciones intraespecíficas (Margalida & García, 1999; Gil et al., 2017) y la predación de huevos o pollos (Brown, 1990; Gil & Chéliz, 2014).

Cómo se censan los quebrantahuesos

Para el inventario de la población en el Pirineo se ha seguido el método utilizado con otras grandes rapaces rupícolas, consistente en una serie de visitas en los sectores de nidificación de las UR, incidiendo en las épocas consideradas como cruciales y que proporcionan una mayor información para la obtención de los parámetros reproductivos (Margalida et al., 2003). Estos periodos son la prepuesta y la construcción del nido, la incubación de los huevos y el desarrollo del pollo hasta que efectúa sus primeros vuelos.

Se realizan un mínimo de tres visitas por territorio, siendo preciso en algunos un esfuerzo de prospección superior al promedio, debido a diversas cuestiones como la difícil comprobación de la ubicación del nido ocupado o a la necesidad de constatar fracasos tempranos en la reproducción. El trabajo de campo se inicia en septiembre-octubre, coincidiendo con el celo y la construcción del nido. En diciembre, enero y febrero se comprueba si las UR han realizado las puestas. En marzo, abril y mayo se comprueba la eclosión de las puestas. En junio y julio se vuelven a visitar las UR para comprobar el número de pollos volados.

A lo largo de todo este periodo de tiempo se prospectan determinadas zonas susceptibles de ser colonizadas por la especie y los territorios donde todavía no se han reproducido. En caso de no encontrarse el nido, se procede a un control posterior durante la etapa de dependencia de los adultos con el objeto de visualizar al pollo volandero en compañía de éstos y dentro del área de nidificación de la UR, ratificándose entonces el resultado positivo de la reproducción. Por último, cuando la información que se posee sobre una determinada UR resulta insuficiente, el resultado se deja como interrogante y no se considera como UR controlada. En todos los casos los nidos se detectan mediante prospecciones a pie y observaciones visuales empleando material óptico de alta resolución y a una distancia prudencial con el objeto de minimizar las molestias que pudieran ocasionarse durante la época de cría.

Los parámetros reproductivos obtenidos como consecuencia de los controles son los siguientes (Heredia & Margalida, 2001):

Número de territorios conocidos

Incluye el número total de territorios ocupados, independientemente que las formaciones o unidades que los regentan sean reproductoras o no: UR+UT (unidades territoriales).

Número de UR conocidas

Son las UR que regentan un territorio en el que se han constatado indicios de reproducción, es decir, ha tenido lugar una puesta y los progenitores la han incubado produciéndose relevos durante un tiempo al margen de que haya habido éxito o no en la incubación. Estas UR están numeradas pero la designación del orden numérico puede variar cada temporada a medida que el censo vaya modificándose. Si el comportamiento que se ha observado ha sido pautas de celo, cópulas y construcción de nido, pero no puesta e incubación, la UR no se considerara reproductora. Si un territorio conocido que ha estado ocupado por una UR pierde durante más de un año a los componentes de la UR, esta se considerará como no existente, aunque el territorio desertado y vacío conserve su numeración. Hay que tener en cuenta que también se pueden producir ocupaciones de antiguos territorios abandonados por nuevos ejemplares y usurpaciones de nidos entre UR (Margalida & García, 2011; Gil & Jarne 2014).

Número de UR controladas

Son aquellas en las que se conoce el resultado de la reproducción o la ausencia de esta. Si la UR comparte territorio en dos o más Comunidades Autónomas (CCAA) diferentes, su computo como UR será asignado a la CCAA donde haya tenido lugar la reproducción. En los resultados de la reproducción deberán constar expresamente tanto los territorios conocidos, como las UR que están compartidas por más de una CCAA o país.

Técnico de la FCQ vigilando y censando quebrantahuesos en el Pirineo aragonés (J. A. Gil/FCQ)

Número de UR con puesta o UR nidificantes.

Son las UR que han realizado puesta o mostrado indicios fidedignos de haberlo hecho (adulto en posición de incubación, relevos, manipulación de la puesta, etc.)

Número de UR productoras

Corresponden a las UR que han sacado adelante un pollo.

Número de pollos que vuelan

Pollos que vuelan cada temporada. No se incluyen los pollos criados en cautividad y posteriormente liberados. No se contabilizan los pollos volados resultantes del rescate de puestas y cría en cautividad.

Parámetros propios de las UR

Tasa de productividad: número de pollos volados/número de UR controladas.

Tasa de éxito reproductivo: número de pollos volados/número de UR con puesta.

Las UR en las que se rescatan los huevos o que crían fuera de la CCAA no se tienen en cuenta en los parámetros de productividad y éxito reproductor.

Territorio

Se considera territorios conocidos o UT las áreas de superficie variable que están regentadas por formaciones de quebrantahuesos sean estos adultos reproductores o no y/o estén compuestas por adulto-adulto, adulto-subadulto, subadulto-subadulto o adulto solo, pero siempre que dicho territorio haya estado en algún momento regentado por dos o más adultos emparejados (este último punto se refiere a que existen territorios donde la UT que lo regentaba ha podido perder a uno de sus componentes y puede transcurrir un periodo de tiempo más o menos extenso, días o años, en volver a recomponerse). Si un territorio permanece ocupado por un solo adulto de manera eventual o permanente, aunque sea visitado o incluso acompañado en alguna ocasión por otro adulto, no se considerará como territorio conocido.

Territorio reproductor

Se consideran territorios reproductores o UR conocidas aquellas en que se ha constatado indicios de reproducción, es decir, que ha tenido lugar una puesta y la UR (pareja, trío o cuarteto-Gil et al., 2011-) ha incubado produciéndose relevos durante un tiempo al margen que la incubación se halla desarrollado con éxito.

Curioso ciclo reproductor

Especie longeva (hasta 45 años de edad en un ejemplar en cautividad), de dilatado ciclo reproductor (hasta 177 días; Margalida et al., 2003), tamaño de puesta pequeño (1 o 2 huevos) y madurez sexual tardía (Antor et al., 2007; López-López et al., 2013). Esta estrategia reproductora requiere estabilidad en el mantenimiento de la estructura poblacional y bajas tasas de mortalidad no natural que no afecten a la supervivencia adulta. Especie principalmente monógama que también puede criar de manera cooperativa, formando unidades reproductoras poliándricas (dos machos y una hembra) o poligínicas (dos hembras y un macho) (Gil et al., 2017). Ave territorial, que defiende los alrededores del nido activamente (ataques hasta 1-2 km del nido; Margalida & Bertran, 2005; Grubac, 1990), con una contribución en las tareas reproductivas biparental.

Territorio y lugar de nidificación

El centro vital

La ecología trófica determina la forma social de nidificación y el tamaño del territorio defendido por las diferentes especies de buitres (Margalida et al., 2012). La territorialidad impide actividades competitivas de otros individuos (conoespecíficos-misma especie-o heteroespecíficos) en relación al compañero sexual, lugar de nidificación, posaderos (de pernocta o reposo), despensas. En el quebrantahuesos la defensa territorial la realizan ambos sexos, si bien los machos lo hacen de manera más intensa sobre todo durante la época de prepuesta. Los ataques a conoespecíficos son principalmente a ejemplares potencialmente reproductores, que podrían estar buscando apareamientos extra-maritales o vacantes para establecerse (Margalida & Bertran, 2005) y los ataques a heteroespecíficos son debidos o para preservar el espacio reproductivo (que incluye nidos, posaderos, rompederos, etc.) frente a los buitres leonados, de mayor envergadura y agresividad (Bertan & Margalida, 2002) o como conducta defensiva frente a los cuervos (*Corvus corax*) (Bertran & Margalida, 2004). En el Pirineo se han documentado observaciones de depredación de pollos de quebrantahuesos por parte de cuervos y garduñas (*Martes foina*) (Gil & Chéliz, 2014).

Territorio de quebrantahuesos en los Pirineos. 1 nido, 2 posadero y 3 rompedero (G. Chéliz/FCQ)

Nido de quebrantahuesos en los Pirineos (Aragón) (F. Márquez)

Los lugares de nidificación

En el Pirineo central (Aragón), ubican los nidos en cortados rocosos, principalmente en rocas calizas (73,6%, n = 375 nidos) (J. A. Gil, inédito). El 51,7% (n = 365) están en cuevas, resguardados de la meteorología y los depredadores, a una altitud media de 1413 ± 402 m. (rango 380-2500 m., n = 494) (J. A. Gil, inédito) y una exposición predominantemente hacia el norte (31,3%), seguidas del sur (28,9%), este (20,9%) y oeste (18,9%) (n = 354) (J. A. Gil, inédito). Los nidos están formados por acumulaciones de ramas, forrados por lana y pieles de mamíferos, encontrándose también otros materiales como cuerdas de empacar. En esta zona del Pirineo, las dimensiones son de un diámetro medio de 143,4 cm (rango 79-230 cm., n = 33) (J. A. Gil, inédito), altura media de 39 cm (rango 10-90 cm., n = 29) (J. A. Gil, inédito) y profundidad media de 143,8 cm (rango 50-300 cm., n = 33) (J. A. Gil, inédito). El número medio de nidos por UR en el Pirineo central (Aragón) fue de 3,54 ± 1,78 nidos (rango 1-9, n = 72) y la distancia media entre nidos de la misma UR fue de 1759 ± 2026 m (n = 72) (Gil et al., 2013).

El aumento de la densidad de una especie depende de la disponibilidad de recursos tróficos y los lugares para criar (Newton, 1979). Cuando las poblaciones aumentan, la reducción en la capacidad de carga del medio provoca competencia por los recursos. El amplio ciclo reproductivo del quebrantahuesos coincide con el de otras rapaces que compiten por los emplazamientos de los nidos. Cada UR de quebrantahuesos utiliza de forma rotativa los nidos (Donazar, 1993), ya sea para evitar la acumulación de ectoparásitos o para señalizar el territorio (Margalida & Bertrán, 2000), lo que facilita que los nidos no ocupados puedan se usurpados por otras especies.

El inicio de la reconstrucción del nido, en la que participa de manera más intensa el macho, comienza por término medio en septiembre 111,2 ± 10,7 días antes de la puesta (Margalida & Bertrán, 2000) e implica una importante inversión de tiempo y energía, por lo que la usurpación de nidos podría tener efectos negativos sobre la reproducción (Margalida & García, 1999; Lorente, 2010).

Se desconoce qué sexo selecciona el emplazamiento del nido, que en la mayoría de las aves suele ser la hembra (Collias & Collias, 1984). En la reconstrucción se aportan ramas y lana que utilizan para el mantenimiento de la temperatura del nido durante la incubación (Margalida et al., 1997). Tras la puesta, también pueden realizar aportes de material y cuando se produce el fracaso reproductor se repite este comportamiento. En el Pirineo central (Aragón), entre 2005 y 2010 fueron usurpados 107 nidos de quebrantahuesos pertenecientes a 52 de las 72 UR controladas. La mayor parte de los nidos (95,3% de los casos, n = 102) fueron usurpados por buitre leonado, aunque también por alimoche común (*Neophron percnopterus*) (4,7% de los casos, n = 5). También se observó el proceso contrario, la ocupación por parte del quebrantahuesos de nidos de otra especie, detectándose un caso de usurpación de un nido de águila real (*Aquila chrysaetos*). Los resultados obtenidos en ese trabajo

Plataforma de nido de quebrantahuesos en los Pirineos (Aragón) con puesta de huevos doble (L.M. Palacio)

Adulto cogiendo lana para tapizar el nido (Archivo FCQ)

mostraron valores de productividad menores en las UR con nidos usurpados frente a la de las UR sin nidos usurpados, como ya observó Margalida & García (1999), aunque estas diferencias no fueron estadísticamente significativas (Gil et al., 2013).

Usurpaciones de nidos entre quebrantahuesos

En el Pirineo central (Aragón) se observó en 2011 una usurpación entre dos UR de quebrantahuesos separadas por 11,5 km de distancia. El hecho pudo confirmarse gracias a que uno de los ejemplares, "Pepe", estaba marcado. Ese año la UR A construyó un nido en el sector habitual, que fue posteriormente usurpado por buitres leonados. En el mes de enero, gracias a una cámara de foto-trampeo colocada en el nido, utilizado por la UR B en 2007, pudo observarse que era usurpado por la UR A, que incluso hizo la puesta el día 28. Mientras tanto, la UR B puso el 9 de febrero en un nido situado a 5,2 km del nido. En 2012, se observó un segundo caso de usurpación en el Pirineo aragonés La UR una C ubicada en el macizo del Monte Perdido usurpó el nido de la UR D, que nidificó allí por última vez en

Los quebrantahuesos ubican los nidos en cortados rocosos, principalmente en cuevas

el año 2000. La actual distancia entre las dos UR es de 5 km. En 2014 se comprobó que dos nuevas UR E y G habían ocupado parte del territorio de dos ya existentes: F y H. La dispersión natal indica que el quebrantahuesos posee una tendencia filopátrica (López-López et al., 2013), que además podría verse reforzada por la baja calidad de los territorios de las zonas marginales y adyacentes de la cordillera, así como por la atracción conespecífica, entendida esta como la tendencia de los individuos de una especie a establecerse cerca de otro de la misma especie. Esto último podría estar provocando que los ejemplares se asienten en la vecindad de lugares ya ocupados, produciéndose un crecimiento concéntrico y un empaquetamiento progresivo de los territorios en el núcleo central de la cordillera. Estas usurpaciones podrían ser una consecuencia de la posible limitación de hábitat óptimo, que forzaría a las UR a competir por los sectores de nidificación (Gil & Jarne, 2014).

"Pepe", con una edad de 17 años, junto a su pareja en el nido usurpado en 2011. Fue marcado por la FCQ de pollo en 1995 (J.L. Jarne)

El cortejo sexual

El quebrantahuesos no realiza exhibiciones de vuelo muy vistosas, aunque se puede observar a la UR realizar largos vuelos lineales, en círculo, ganando altura, descendiendo cogidos de las garras o en persecuciones con las alas plegadas. Las conductas sexuales y las cópulas -macho monta a la hembra batiendo las alas para mantener el equilibrio facilitando así el contacto de cloacas durante 5-10 segundos- comienzan a producirse en octubre, coincidiendo con la reconstrucción de los nidos (Bertrán & Margalida, 1999).

El 15 de octubre de 2012 se observó cópula de una UR en Aragón compuesta por cuatro ejemplares, que junto con otra observada en Cataluña son las más tempranas conocidas para la especie en los Pirineos (Gil, 2013). Suelen realizar más cópulas de las necesarias (Negro & Grande, 2001), con el fin de asegurar la paternidad genética por competencia espermática (Birkhead y Møller, 1992) y en muchas casos fuera de la época fértil de la hembra (Mougeot, 2004), lo que sugiere que pueden favorecer el vínculo entre la UR (Newton, 1979), así como evaluar la calidad de los machos (Negro et al., 1996) o la señalización territorial (Negro y Grande, 2001).

Las cópulas tienen lugar en las proximidades del nido, en lugares dominantes o posaderos y, ocasionalmente, a largas distancias del sector de nidificación (10 km). La mayor parte de las cópulas, unas 290 por reproducción, se concentran en los diez días previos a la puesta, con la que suele cesar la actividad sexual (Margalida et al., 2012).

La duración del período fértil de las aves varía según especies, con un promedio de unos 10 días, pero que se prolonga hasta 40-60 días (Birkhead y Møller, 1992) en el caso del quebrantahuesos, aproximadamente tres semanas antes de la puesta (Margalida et al. 2012). Para asegurar la paternidad genética, el quebrantahuesos también realiza un vigilancia de la pareja, que en algunos casos no es efectiva, como sucedió entre dos UR ubicadas en Sierra Ferrera (Huesca): en enero de 2019 se produjo la copula del macho de la UR A la hembra de la UR B para, posteriormente, el macho de la UR B acabar expulsando al de la UR A (J. A. Gil, inédito).

Cópula (Спаривание бородачей)

Edad de primera reproducción

Para poder reproducirse las rapaces experimentan cambios fisiológicos que estimulan los órganos sexuales. En los machos aumenta el tamaño de los testículos y en las hembras el tamaño de los folículos en los ovarios. Las gónadas también empiezan a producir hormonas que a su vez estimulan el desarrollo de conductas muy particulares para atraer una pareja y comenzar la nidificación.

El quebrantahuesos posee una madurez sexual tardía. Esta maduración retardada puede ser una estrategia evolutiva con el fin de ganar experiencia (Newton, 1979) reduciendo así los riesgos de mor-

"Silvano" fue primer quebrantahuesos criado en cautividad que se reprodujo en libertad en los Pirineos (Archivo FCQ)

talidad que implica la reproducción (Forslund & Part, 1995). Entre el emparejamiento de los quebrantahuesos y su primer intento reproductor puede transcurrir una media de dos años.

Estas aves se reproducen por primera vez a los 10 años de edad

Se reproducen por primera vez a los 10 años (± 3,1 años (rango 6-16 años; n = 23). Los machos tienden a reproducirse con éxito por primera vez a los 9,3 años (rango 8-11, n = 3) y las hembras a los 10,8 años (rango 7-13, n = 9) (López-López et al., 2013). Por ejemplo, el quebrantahuesos "Silvano", nacido y liberado en 1995 después de haber sido criado en cautividad, se instaló como territorial en 2009. Un año después, en 2010, se observaron sus primeras cópulas y fue en 2011, con 16 años de edad, cuando realizó su primera puesta (Gil, 2011).

Puestas e incubación de los huevos

Cuándo realizan la puesta

En los Pirineos, los quebrantahuesos realizan la puesta de los huevos en invierno, de diciembre a febrero, concentrándose la mayoría entre finales de diciembre y finales de enero (Margalida & Bertrán, 2002). Con una reproducción tan prolongada -unos 6 meses-, ajustan el momento de la puesta para que cuando el pollo abandone el nido en verano la disponibilidad de alimento y la meteorología sean lo más favorables posibles y garanticen el éxito de la reproducción. Las puestas más tardías tienen menor éxito reproductor (Margalida et al., 2005).

También es importante el óptimo estado fisiológico de las hembras, que puede influir en su capacidad reproductiva y puede estar condicionado por la disponibilidad de recursos tróficos en el territorio (Dijkstra et al., 1982; 1990; Newton, 1979). En las montañas euroasiáticas las fechas de la reproducción son similares, observándose por ejemplo pollos en nidos de Mongolia en mayo y en China en agosto (Terrasse, 2004; Katzner et al., 2004). Sin embargo, en el este de África realizan las puestas entre octubre y noviembre y en el sur de África entre mayo y junio (Brown, 1990). La fecha más temprana conocida en los Pirineos se produjo el 1 de diciembre en una UR de Aragón (Ascaso & Gil, 2010). Las puestas en el Pirineo central (Aragón) se realizaron principalmente en enero (periodo 2001-2014): 1,5% (1-15 diciembre); 19,2% (16-31 de diciembre); 68,1% (enero); y 11,2% (febrero) (n = 133) (J. A. Gil, inédito). Las puestas suelen tener un patrón temporal bastante regular, que puede variar en función de la disponibilidad de alimento y las sustituciones que puedan producirse en las UR. Las realizan tanto por la noche como por el día.

Huevos de color claro de una UR del Pirineo central (Aragón) (J. A. Gil/FCQ)

Tamaño de la puesta y tiempo de incubación

El tamaño de la puesta está relacionado con la capacidad de sacar adelante a la prole. El quebrantahuesos realiza puestas simples y dobles. En el Pirineo central (Aragón), de 89 puestas observadas durante el periodo 1990-2018, 57 fueron dobles (64%) y 32 simples (36%) (J. A. Gil, inédito). En la subespecie *Gypaetus barbatus meridionalis*, las puestas son mayoritariamente dobles (Brown, 1990). La puesta del segundo huevo podría actuar como mecanismo de seguridad ante la pérdida del primero (Anderson, 1990), si bien supone un desgaste energético importante, teniendo en cuenta que dos huevos suponen el 6-7% del peso de la hembra.

Los quebrantahuesos incuban los huevos de 52 a 56 días

La incubación se inicia con la puesta del primer huevo y el intervalo medio de puesta entre el primer y el segundo huevo es de 6 ± 0,53 días (rango 5-7, n = 7) (Margalida et al., 2004). En la subespecie *Gypaetus barbatus meridionalis*, el intervalo es de 3-5 días (Brown, 1990). El tamaño medio de los huevos en el Pirineo central (Aragón) fue de 86 mm de longitud x 66,5 mm de

Huevo artificial con data logger colocado en nido del Pirineo aragonés (J. A. Gil/FCQ)

anchura (n = 75, J. A. Gil, inédito), siendo el primer huevo un 2% más grande (Margalida et al., 2005). El peso medio de los huevos en el Pirineo central (Aragón) fue de 189,6 ± 31,9 gr (rango, 102-249 gr, n = 72) (J. A. Gil, inéditos). En 24 huevos y 63 fragmentos recolectados entre 1989 a 2012 se encontraron bajos niveles de contaminación con pesticidas organoclorados. Sin embargo, se observó una disminución en el grosor de la cáscara de huevo en los huevos recolectados desde 2001, posiblemente relacionada con disponibilidad de recursos alimenticios (Hernández et al., 2018).

El tiempo medio de incubación hasta la eclosión es de 53,7 ± 0,9 días (rango 52-56 días, n = 14), similar a la subespecie *Gypaetus barbatus meridionalis* (Margalida et al., 2005; Brown, 1990). La coloración de los huevos varía mucho de unos a otros, de más claros a más oscuros, que se van tiñendo de tonalidades rojizas ferruginosas debido al contacto con el plumaje de los adultos. Los huevos son cubiertos permanentemente con tiempos de interrupción que no superan el 5%, ante la posibilidad elevada de la muerte del embrión por las bajas temperaturas (aunque los huevos poseen una alta tolerancia a las bajas temperaturas) o la predación (Margalida et al., 1997), contribuyendo ambos sexos por igual en la incubación (Margalida & Bertran, 2005). También se han observado deserciones de un 24% del tiempo diario de incubación, sin que por ello murieran los embriones.

La frecuencia máxima de relevos en la incubación se produce en las horas centrales del nido, de media cada 3,9 horas, por lo que realizan unos 2,8 relevos diarios (Margalida et al., 2005).

Con el fin de ampliar el conocimiento sobre el proceso de incubación del quebrantahuesos, entre 2009 y 2015 se sustituyeron los huevos rescatados de puestas inviables por huevos artificiales con un Data Logger, concretamente en siete nidos de cinco parejas diferentes. Todos los huevos artificiales fueron aceptados e incubados. Las temperaturas de incubación fueron entre los 36.0 y los 36,8°C.

Las rotaciones medias son cercanas a los 90°, produciéndose cada dos horas y media si bien esta frecuencia varía según la fase de la incubación. En cuatro huevos, los progenitores dejaron de incubar para las fechas previstas de eclosión de los pollos y en dos se produjo incubación prolongada (Gil, et al., 2016). El caso de mayor incubación natural prolongada fue de 136 días en una UR de Aragón (Gil, JA. 2011).

Si se produce un fracaso temprano durante incubación, la UR puede volver a copular y realizar una puesta de sustitución, aunque el lento desarrollo embrionario y de crianza del pollo podría provocar

que se solapara con el siguiente ciclo reproductor, limitando de esta forma que se realicen puestas de sustitución. En el Pirineo se conocen tres casos: 28-34 días después del fracaso reproductor en Francia (Margalida et al., 2001), 24-35 días en Cataluña (Margalida y Bertrán, 2002) y 19 días en Aragón (J. A. Gil, inédito).

La crianza de los pollos

Eclosión y cainismo

En el Pirineo central (Aragón) las fechas de eclosión se extienden entre el 13 de febrero y el 7 de abril (2009-2014), teniendo lugar el 68,8% de las eclosiones en marzo (n = 45) (J. A. Gil, inédito). Los pollos comienzan a piar entre 60 y 80 horas antes de la eclosión dentro del huevo (J. A. Gil, inédito). Desde que rompen la primera cáscara, tardan en salir de 20 a 70 horas (J. A. Gil, inédito). La asincronía de eclosión en el caso de las puestas dobles es de 6,5 ± 0,96 (rango 5-8, n = 6). La muerte del segundo pollo se produce por la agresión fratricida e inanición, no sobreviviendo más de 4-9 días (Margalida et al., 2004). En marzo 2019 se observa en una UR de Aragón dos pollos cebados por una hembra marcada (“Paola”), el segundo pollo muere al cabo de una semana y es cebado por el adulto al primer pollo (canibalismo). Tan solo se ha observado un nido con dos pollos en Etiopía (Barrau et al., 1998), considerándose el quebrantahuesos una especie cainista (Simons, 1988).

Solo sobrevive un pollo de quebrantahuesos

Huevo de quebrantahuesos durante la eclosión en el Centro de Cría (Archivo FCQ)

Pollo de quebrantahuesos con 33 horas de vida (J. A. Gil/FCQ)

Primer vuelo y emancipación

En la crianza del pollo participan ambos sexos por igual (aportes de alimentación, cebas, etc.). Durante el primer mes de vida el pollo es cuidado continuamente por los adultos todo el día, debido a las bajas temperaturas y a la posibilidad de una depredación (Margalida & Bertran, 2000).

Los pollos criados en cautividad comienzan a coger trozos de alimento ellos mismos en la tercera semana. Entre la cuarta y quinta semana ya pueden comer ellos por sí solos y también consiguen levantarse sobre sus patas, realizando paseos por el nido. Comienzan a realizar los ejercicios de vuelo aproximadamente con 80 días (J. A. Gil, inédito). Cuando el pollo tiene unos 90 días, el tiempo y la atención de los adultos disminuye.

A la edad de 25 días los pollos conservan el plumón blanco y un marcado antifaz negro en la cara. Con 45 días comienzan a emerger las plumas rémiges. Con 70 días han salido gran parte de las rémiges y comienzan a emerger las rectrices y con 90 días el pollo está totalmente emplumado (J. A. Gil, inédito). En el Pirineo aragonés los pollos de entre 80 y 100 días poseen una cola de 29,8 ± 3,8 cm (rango 24-42 cm, n = 62) (J. A. Gil, inédito).

Pollo de quebrantahuesos de 90-100 días de edad en un nido del Pirineo aragonés (J. A. Gil/FCQ)

La edad media del primer vuelo se produce a los 126 ± 7 días (rango 111-134 días, n = 9), siendo la observación más temprana de vuelo el 17 de mayo y la más tardía entre el 25 y un 28 de agosto (López-López et al., 2014; Ascaso & Gil, 2010; Gil & Ascaso, 2015). Los vuelos de los pollos en el Pirineo central (Aragón) se realizaron principalmente en julio (periodo 2005-2015): 1,6% (mayo), 42,5% (junio), 46,9% (julio) y 9% (agosto) (n = 66) (J. A. Gil, inédito).

Dependencia y emancipación

El periodo de dependencia transcurre desde que las aves saltan del nido, hasta la ruptura con sus progenitores o emancipación e inicio de la dispersión juvenil. En el Pirineo aragonés se ha observado que los jóvenes desde su primer vuelo van aumentando progresivamente el área de campeo durante las cuatro primeras quincenas, incrementándose de forma exponencial a partir de la quinta quincena. Las áreas de campeo durante la primera, segunda, tercera y cuarta quincena abarcaron en promedio un área de 10,8 km^2, 14,1 km^2, 19,6 km^2 y 37,2 km^2, respectivamente. Finalmente, desde los 61 días tras el primer vuelo, hasta el inicio de la dispersión, las áreas se incrementaron muy significativamente hasta llegar a 281,2 km^2.

El inicio de la dispersión desde el primer vuelo se produjo a los 193 ± 40 días (rango 143-231 días, n = 5), lo que corresponde a una edad de los jóvenes de 317 ± 18 días (rango 272-361 días, n = 5). Algunos ejemplares llevaron a cabo vuelos ocasionales de ida y vuelta, denominadas “excursiones”, que en algunos casos los condujeron hasta 60 km del área natal. No se mostraron diferencias en los patrones de movimientos entre los ejemplares de Pirineos y los de la Cordillera Cantábrica, ni entre los ejemplares salvajes y los ejemplares criados en cautividad (López-López et al., 2014). El área de campeo acumulada en este periodo fue de 358 km^2 (López-López et al., 2014), superior a la observada en Sudáfrica (168 km^2) (Brown, 1990) y similar a la de Nepal (526 km^2) (Tulsi R Subedi). Hasta los nueve meses de vida, el radio medio de sus desplazamientos es de 25,41 km en el Pirineo Axial (n = 8), 32,25 km en las Sierras Interiores (n = 8) y 15,09 km en las Sierras Exteriores (n = 9) (Gil et al., 2010). Durante este periodo los jóvenes siguen dependiendo de la alimentación de los padres y van mejorando las técnicas de vuelo y rotura de huesos. El comienzo de la dispersión juvenil coincide con un nuevo ciclo reproductor, a partir del cual los adultos se muestran agresivos y expulsan al joven del territorio.

“Goriz” seguido por emisor satélite desde que vuela del nido en 2009. (B. Aniz)

"María" monitorizada por emisor satélite desde su liberación en la zona de cría campestre de Escuaín en 2011 (Archivo FCQ)

Adopciones

La adopción en especies presenta varias hipótesis: comportamiento altruista (Pierotti, 1980), selección de parentesco (Poole, 1982) y estrategia del pollo (Hebert, 1988). Este comportamiento se ha descrito en diferentes rapaces: águila imperial (*Aquila adalberti)* (Ferrer, 1993), alimoche (*Neophron percnopterus*) (Donazar & Ceballos, 1990), milano real *(Milvus milvus)* (Bustamante & Hiraldo, 1990).

En el Pirineo aragonés tuvo lugar la primera observación de la atención aloparental de unos adultos de quebrantahuesos a un pollo criado en cautividad y liberado en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) en 2011. Se observa cómo tres adultos de una UR 64, que durante la temporada 2011 habían criado un pollo, adoptaron y cebaron con alimento al pollo denominado "María" (Gil, 2011).

La adopción y primera ceba se produjo a los 30 días de su liberación (18-8-2011). La frecuencia de las cebas fue cada 2-3 horas. El 27-12-2011 se observa la última ceba de los adultos a "María" (a los 150 días de su liberación). Sólo se había observado esta conducta con otro pollo ("Silvano") criado en cautividad y liberado en el PNOMP en 1995 (Lorente et al., 1995).

La adopción de los adultos hacia "María" sólo es posible si el patrón conductual y social del pollo es coherente con el estándar social de la especie. Esto además valida el etograma aplicado en el protocolo de crianza en aislamiento humano. En el caso de que "María" hubiera sido criada de manera socio-deficiente, uno de los indicadores que se hubiera manifestado es la exclusión social por parte de su especie.

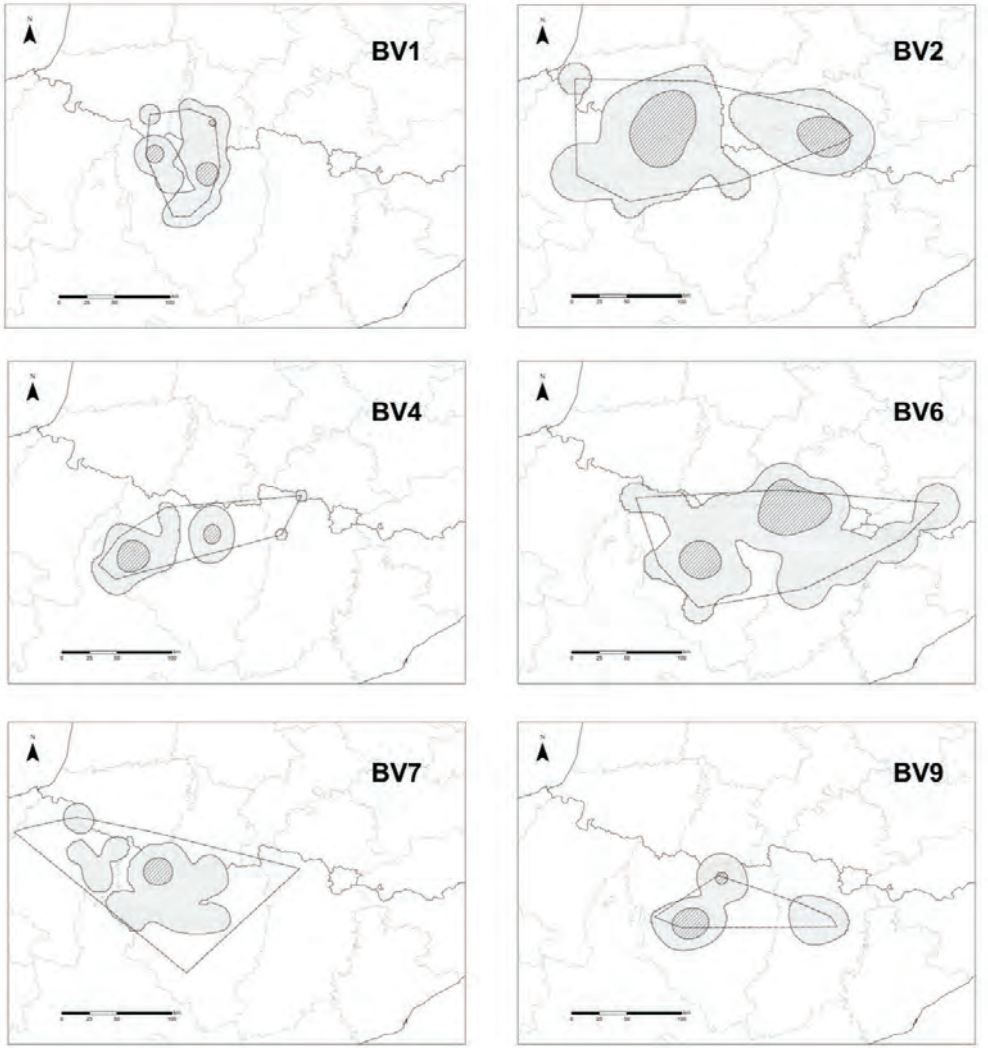
Personal del PNOMP realizando aporte de alimento en el comedero de quebrantahuesos (J.A. Gil/FCQ)

Dispersión juvenil

La dispersión juvenil es una etapa crítica y de gran importancia para las aves, que influye en la dinámica y la estructura genética de las diferentes poblaciones (Greenwood, 1980). Gracias a estos movimientos los jóvenes se intercambian entre las distintas subpoblaciones, localizan nuevas áreas donde reproducirse y disminuyen la competencia con los adultos reproductores (Greenwood, 1980; Johnson & Gaines, 1990).

El periodo de dispersión juvenil del quebrantahuesos en los Pirineos comienza en el momento que se independizan de sus progenitores, realizando movimientos a lo largo de toda la cordillera (Gil & Díez, 1993; Gil et al., 2010), asociados a la presencia de fuentes predecibles de alimento, donde se producen concentraciones de más de 40 ejemplares, como por ejemplo en los puntos de alimentación suplementaria del Pirineo aragonés que llevan funcionado desde 1980 (Sese et al., 2005; Gil et al., 2014).

En la dispersión juvenil realizan amplios movimientos por toda la Cordillera Pirenaica



Área de campeo de seis quebrantahuesos no reproductores en los Pirineos. Se muestran el MCP 100% (línea discontinua), el K95 (área de puntos) y el K50 (área rayada) (Gil et al., 2014). MCP (Mínimo Polígono Convexo) y K (kernel de probabilidad)

También realizan movimientos fuera de los Pirineos, en otros macizos montañosos: Picos de Europa, Sistema Ibérico, etc. (Antor et al., 2000). En ocasiones se han observado ejemplares siguiendo la migración de otras rapaces: Golfo de Suez-Sinaí (1951), Chipre, Tarifa-Estrecho Gilbraltar (1993) (Terrasse, 2004) y Estrecho del Bósforo (2018).

"Benia" en un comedero del Pirineo aragonés en 2015. Marcado en 2009 con < 1 año por la FCQ, muere en 2018 (J.M. Llavori)

En los Pirineos se han realizado diferentes trabajos sobre la dispersión y dominios vitales de preadultos y adultos no territoriales: entre 1987 y 1991 se estimó un área de campeo media de 4932 km^2 con un MPC (100%) acumulado de 950-10.294 km^2, (Heredia & Heredia, 1991), entre 1987 y 1992 se estimó un área de campeo con un MPC (100%) acumulado de 4800-10.450 km^2 (Gil & Díez, 1993), entre 1995-2003 se estimó un área de campeo con un MPC (100%) acumulado de 22.232-40.932 km^2 (Gil et al., 2010), entre 1999-2006 se estimó un área de campeo media de 12057 ± 7239 km^2 con un MPC (100%) acumulado de 945-19.008 km^2 (Gil et al., 2014) y entre 2006-2014 se estimó un área de campeo media 13.270 ± 7743 km^2 (Margalida et al., 2016).

Según Gil (2010) los ejemplares de 1-3 años poseen un dominio vital de 23.683 km^2, los de 4 años de 22.232 km^2, los 4 a 9 años de 40.932 Km^2 y los de más de 9 años de 26.293 km^2. Los ejemplares de 4 a 8 años son los que realizan mayores movimientos, principalmente en el periodo de enero a abril. En otras poblaciones también se han realizado estimas de las áreas de campeo de los ejemplares no reproductores: Alpes (MPC 100% acumulado de 384-6362 km^2) (Zink, & Izquierdo, 2011) y Sudáfrica (MPC 100% acumulado de 21.151-40.961 km^2) (Krüger et al., 2014).

En sus movimientos pueden cubrir distancias medias de 46.1 ± 41.4 km en un día (rango 0-259 km), recorriendo medias entre ubicaciones de 4,5 ± 7,3 km (rango 0-69 km) en 1 hora (Margalida et al., 2016). Durante la primavera y el verano realizan desplazamientos de mayor distancia de hasta 40 km, sobre todo a partir de la tarde de 15 a 20 h., mientras que en otoño e invierno las distancias acumuladas son menores, de hasta 35 km (15-18 h.) (García-Jiménez et al., 2018).

Dispersión natal y filopatría

La dispersión natal es la distancia entre el lugar de nacimiento y el lugar en el que se produce el primer intento de cría. Se establecen en un territorio por primera vez de media a los 7,6 ± 3,3 años (rango= 5-15, n = 38). La distancia media de dispersión natal fue de 47,1 ± 26,5 km (rango: 13,1-96,3 km, n = 10) (López-López et al., 2013), mostrando una tendencia filopátrica general, (Hirzel, 2004; Donazar et al., 2005), como ocurre en otras poblaciones de rapaces (Forero et al., 2002), que además podría verse reforzada por la baja calidad de los territorios de las zonas marginales y adyacentes de la cordillera, así como por la atracción conoespecífica (Serrano & Tella, 2003). Esto último podría estar provocando que los ejemplares se asienten en la vecindad de lugares ya ocupados, produciéndose un crecimiento concéntrico y un empaquetamiento progresivo de los territorios en el núcleo central de la cordillera pirenaica. De tal forma que, posiblemente, la capacidad de carga del medio (K), entendida como el tamaño máximo de una población, que el ambiente puede soportar indefinidamente esté llegando en el Pirineo central a su límite. En la población de los Alpes la dispersión natal observada es muy similar con distancias 49,2 km en un área con una alta densidad de UR (18,8 parejas/1000 km^2) (Jenny et al., 2018).

Vuelven a criar muy cerca de donde nacieron

(B. Aniz).

El dominio vital de los adultos reproductores

Áreas de campeo

Las áreas de campeo están relacionadas con el tamaño del ave, siendo además el tamaño del territorio mayor, cuanto menor sea la tendencia de la especie a nidificar colonialmente (Donázar 1993). Los movimientos de los buitres variarán en función de la época del año y de la calidad del hábitat. En principio los territorios con menor disponibilidad trófica les obligarían a realizar desplazamientos mayores en búsqueda de alimento. En el caso de no reproducirse o fracasar, los desplazamientos disminuirán, al reducirse el esfuerzo energético en sacar adelante la prole.

Durante el verano realizan desplazamientos tróficos a zonas altas en busca de cadáveres de ungulados domésticos o silvestres. En invierno, con menos horas de luz y peores condiciones meteorológicas, deben optimizar las horas de vuelo en busca de alimento. El quebrantahuesos es un ave que dedica una gran parte del día al vuelo en su estrategia de búsqueda de alimento (67-77% de la actividad diaria), escaso, disperso y de difícil detección (Grubac, 1987; Brown, 1988; Gil et al., 2005), pudiendo volar incluso tras la puesta del sol (García-Jiménez et al., 2018). Los adultos son territoriales y sedentarios, con áreas de campeo que varían según las diferentes poblaciones entre los 200-625 km^2: 300 km^2 (Pirineo francés) (Terrasse et al., 1960), 200 km^2 (Prepirineo) (Hiraldo et al., 1979), 600 km^2 (Pirineo catalán) (Margalida & Bertran, 1997), 140-200 km^2 (Etiopía) (Brown, 1977), 625 km^2 (Brown et al., 1982) (Sudáfrica) y 500 km^2 (Macedonia) (Grubac, 1990).

> En los Pirineos, los adultos reproductores poseen áreas de campeo de 136 km2 (Gil et al., 2017)

Con la incorporación de nuevas técnicas de seguimiento, como emisores de radio y satélite, se ha ido obteniendo información más precisa sobre las áreas de campeo: 250-650 km^2 (1 ej. seguido por satélite en Cáucaso, MCP Kernel 95) (Gavashelishvili &, Mcgrady 2007), 119 km^2 (1 ej. seguido por emisor radio en el Prepirineo aragonés, MCP 100%) (Gil et al., 2005), 95 km^2 (6 ejs. seguidos por satélite en Sudáfrica, MCP Kernel 95) (Krüger et al., 2014), 46-96 km^2 (8 ejs. seguidos por satélite en el Pirineo oriental, MCP Kernel 90) (Margalida et al. 2016), 136 km^2 (12 ejs. seguidos por emisor radio en Pirineo aragonés, MCP) (Gil et al., 2017) y 138-157 km^2 (1 macho y 1 hembra respectivamente seguidos por satélite en Nepal 2016-2017, MCP Kernel 95) (Tulsi R Subedi, 2017).

En sus movimientos las hembras pueden realizar medias diarias de viajes de 26 ± 23,6 km (rango 1,6-151,5 km, n = 5), cubriendo distancias máximas diarias de 12 ± 18,2 km (rango 0,5-104,6 km, n = 5).

Adulto marcado en Nepal (Tulsi R. Subedi)

(J. Ara)

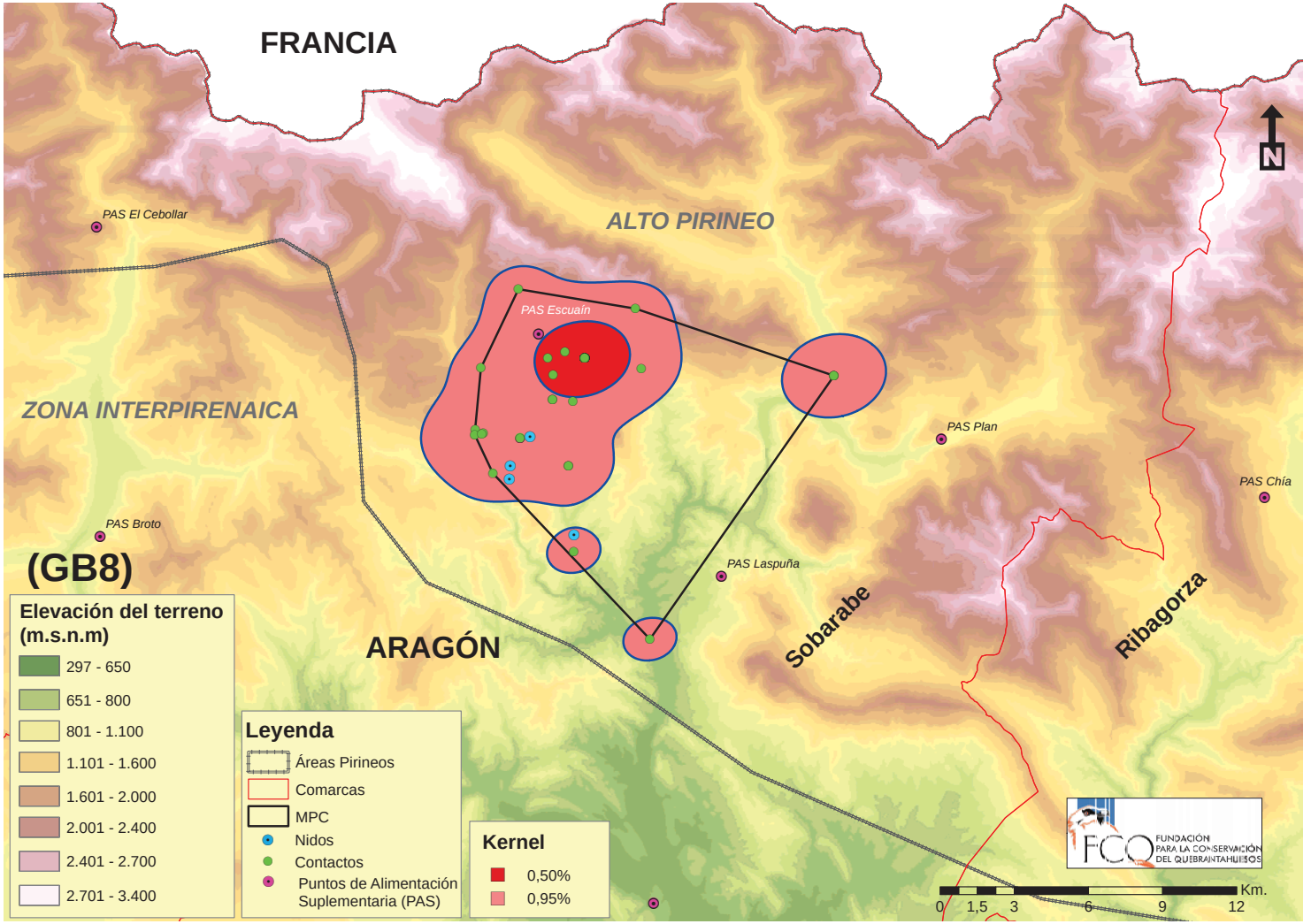
Adulto volando por el territorio
(J. Ara)

Página siguiente:
Área de campeo de un adulto reproductor (GB8) en el Pirineo central
(Gil et al., 2017)

Los machos pueden realizar medias diarias de viajes de 22,8 ± 19,6 km (rango 1,6-161,3 km, n = 3), cubriendo distancias máximas diarias de 6,6 ± 7,6 km (rango 0,6-99,5 km, n = 3) (Margalida et al. 2016). Durante la primavera y el verano los desplazamientos más largos los realizan a partir de la tarde de 15 a 20 h., similar a los realizados en otoño e invierno de 14 a 19 h. Durante la época de reproducción aumentan las horas de vuelo, siendo las hembras las que realizan mayores distancias (García-Jiménez et al., 2018).

En el Pirineo central la distancia media de los desplazamientos de los ejemplares territoriales fue de 7,3, km muy similar a la distancia media de cada UR a los PAS más próximos (7,1 km). Cuando la localización del alimento se vuelve predecible, las aves carroñeras tienden en general a acortar el tiempo de búsqueda limitando así la magnitud de sus desplazamientos en función de la distancia que les separa de sus fuentes de alimento (Donázar, 1993; López-López *et al.*, 2014). La cercanía de fuentes predecibles de alimento a las zonas de cría podría por tanto favorecer una reducción del tiempo de búsqueda de alimento, así como de la magnitud de los desplazamientos, prefiriendo los quebrantahuesos de este modo obtener el alimento en los comederos, frente a la búsqueda de recursos tróficos impredecibles (Gil et al., 2010; Zuberogoitia et al., 2013; López-López et al., 2013; Monsarrat et al., 2013), minimizando así el gasto de energía (Ruxton, & Houston, 2004).

También se observó una gran variación individual en el comportamiento a la hora de explotar los recursos tróficos disponibles. Las capacidades cognitivas debidas por ejemplo al efectos de la memoria podrían explicar buena parte de la variación observada (Hills, 2006; Borger et al., 2008). Mientras que algunos ejemplares realizaron largos desplazamientos desde su territorio de cría hasta un PAS, otros individuos apenas utilizan los PAS que tenían disponibles.


FRANCIA
ALTO PIRINEO
ZONA INTERPIRENAICA
ARAGÓN
PAS El Cebollar
PAS Escuain
PAS Broto
PAS Laspuña
PAS Plan
PAS Chía
Sobarabe
Ribagorza
N
(GB8)
Elevación del terreno (m.s.n.m)
297 - 650
651 - 800
801 - 1.100
1.101 - 1.600
1.601 - 2.000
2.001 - 2.400
2.401 - 2.700
2.701 - 3.400
Leyenda
Áreas Pirineos
Comarcas
MPC
Nidos
Contactos
Puntos de Alimentación Suplementaria (PAS)
Kernel
0,50%
0,95%
FCQ
FUNDACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DEL QUEBRANTAHUESOS
0
1,5
3
6
9
12
Km.

Cría cooperativa

Monogamia y poligamia

La monogamia es el sistema reproductivo más común entre las aves rapaces (Newton, 1979), aunque existen otros modos alternativos poligámicos en los que más de dos individuos participan en la reproducción. La cría cooperativa ha sido documentada al menos en 22 de 76 géneros y 42 de 304 especies de aves rapaces diurnas. Estas coaliciones reproductoras pueden ser poliándricas (2 machos y 1 hembra) o poligínicas (2 hembras y 1 macho). Los causantes de este sistema reproductivo pueden estar relacionados con el incremento de su supervivencia, de su capacidad reproductiva y de una mayor eficacia en la explotación de los recursos (Kimball et al., 2003).

Las UR pueden estar formadas por parejas, tríos y cuartetos

Los quebrantahuesos son generalmente monógamos, si bien existen UR formadas por tres y cuatro ejemplares (Margalida et al., 1997), por ejemplo, el cuarteto descrito en 2010 en un territorio del Pirineo central (Gil et al., 2011). Desde que se descubrieron los primeros tríos poliándricos de quebrantahuesos en los Pirineos, en 1979 (España) y 1986 (Francia), se ha ido produciendo un incremento de su número, pasando a constituir en 2003 el 17% de los territorios ocupados del Pirineo (España-Francia) (Terrasse, 2004; Heredia & Donázar, 1990; Bertran & Margalida 2005). En 2018 en el Pirineo aragonés los tríos constituyen el 35,2% de la población (n = 88 UR) (J. A. Gil, inédito). Los tríos también se han observado en otras poblaciones: Córcega (Fasce et al., 1989), Alpes (Margalida et al., 2012), Creta (Margalida et al., 2012), Sudáfrica (Kruger, 2007) e Himalaya (Gil et al., 2009). Pero hasta 2011 no se observó el primer trío poligínico, concretamente en los Alpes italianos (Fasce & Fasce, 2011). En este trío, dos hembras de una misma UR realizaron puesta en dos nidos distanciados a 8 km, fracasando al final de la incubación y principio de la crianza. Posteriormente, también se han observado en tres UR del Pirineo central (Aragón) cría poligínica (Gil, et al., 2017).

El funcionamiento de los tríos proliándricos ha sido objeto de diferentes estudios en los Pirineos, gracias a los cuales se conoce su funcionamiento. En las cópulas heterosexuales las hembras rechazan 1/3 de las ocasiones a los machos, indistintamente de su estatus. Existe un macho alfa dominante, que realiza con respecto al beta el 65,2% de las cópulas exitosas. Todos los machos copulan a la hembra y colaboran en la crianza del pollo (cuidado, alimentación, etc.) (Bertrán y Margalida 2002, 2003, 2004, 2005). También se ha observado un caso de cópula en el que la hembra monta al macho (Bertrán y Margalida, 2006) y conflictos sexuales entre machos, en los que la hembra evita la actividad sexual cuando están ambos presentes (Bertrán et al., 2009). Además, se han documentado apareamientos homosexuales entre machos (Gómez, 1999; Margalida et al., 1997), que se producen con más frecuencia en tríos establecidos (Bertrán et al., 2009). Por último, la aparición de un tercer individuo en la pareja (cuando se forma el trío), puede provocar conflictos que afectan a la reproducción de la UR.

Trío de quebrantahuesos
(Archivo FCQ)

El Pirineo aragonés *posee* una población preadulta de 129 ejemplares y de 227 adultos (2010), 49 de estos adultos pertenecen a la población flotante (Gómez de Segura et al., 2012). Estos ejemplares no se reproducen, ya que no tienen territorios disponibles (Newton 1992) y permanecen en la reserva hasta ser reclutados por la población reproductora (López-Sepulcro & Kokko, 2005). Sin embargo, en ocasiones pueden llegar integrarse en UR con territorios de alta calidad y desarrollar una cría cooperativa, con el fin de poder heredar un buen territorio cuando muera uno de los ejemplares dominantes (Carrete, 2006). Como contrapartida, los individuos de la UR existente pueden verse beneficiados por la colaboración de los subordinados en las tareas reproductoras, reduciendo de esta manera su coste reproductivo (Bertran & Margalida, 2002). Además, la baja disponibilidad de recursos tróficos, los riesgos de mortalidad durante la dispersión, la selección de parentesco (Emlen, 1991) y la saturación del hábitat (Carrete, 2006), podrían estar contribuyendo la cría cooperativa. La saturación del hábitat podría estar dificultando el asentamiento de aves reproductoras en los territorios óptimos, accediendo a los ya ocupados y evitando los territorios marginales. De esta forma las UR formadas por tríos o cuartetos en los Pirineos, se sitúan en áreas de reproducción tradicionales, con una alta densidad de UR y una mayor disponibilidad de recursos tróficos (Heredia & Donazar, 1990).

Ave de paisajes ganaderos

Dieta y necesidades alimenticias

El quebrantahuesos es un ave necrófaga especializada en la alimentación de restos óseos (Hiraldo et al., 1979; Donázar, 1993), que ocasionalmente puede capturar pequeños vertebrados e incluso comerse sus propias egagrópilas (Hiraldo et al., 1979; Cramp y Simmons, 1980; Margalida & Bertran, 1996). De esta forma no compite con otras carroñeras por el alimento y dispone de un recurso que conserva altos valores nutritivos, ya que los huesos frescos de menos de tres meses poseen el mismo valor energético que la carne fresca (Margalida & Villalba, 2017).

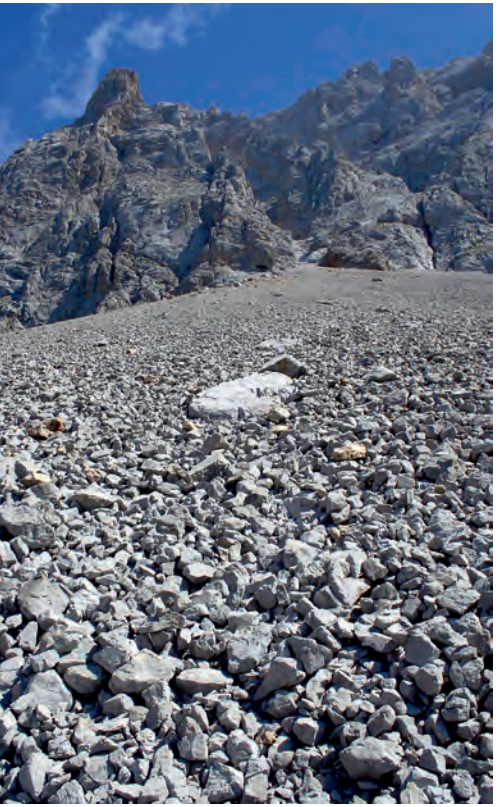
Consume huesos tanto frescos como viejos, estos últimos de menor tiempo de digestión al poseer menos agua, seleccionando independientemente de su morfología los más nutritivos en contenido de ácido oleico (Houston & Copsey, 1994; Margalida, 2008). Su amplia comisura bucal y la gran cantidad de células secretoras de ácido (con altos niveles de pH, hasta 1,6 de concentración de ácido clorhídrico en Falconiformes; Duke, 1997) facilitan la digestión de los huesos en menos de 24 horas (Houston & Copsey, 1994).

La dieta del quebrantahuesos en el Pleistoceno (14.000 a.C.-10.000 a.C.) estaba compuesta principalmente por restos óseos de cadáveres de *Rupicapra pyrenaica*, *Capra pyrenaica*, *Cervus elaphus* y *Capreolus capreolus (*Margalida & Martín-Arroyo, 2013*)*. En la actualidad consume principalmente huesos de ungulados domésticos y silvestres de tamaño medio (*Ovis/Capra* y *Rupicapra pyrenaica*) (Margalida et al., 2009) y carne de cadáveres de otros vertebrados: aves (*Circus pygargus*, *Perdix perdix*, *Columba palumbus*), reptiles (*Malpolon monspessulanus*) y mamíferos (*Marmota marmota*, *Sus scrofa*), (JA Gil, inédito). En la primera fase de alimentación, los adultos seleccionan presas cárnicas para los pollos, debido tanto a su limitada capacidad de tragar huesos, como de digerirlos (Margalida & Bertran, 2001).

Las necesidades diarias de alimento de un quebrantahuesos pueden variar en función de la temperatura, peso, estado y sexo del ave. Por ejemplo, las hembras reproductoras antes de la puesta requieren más energía para la formación del huevo. En primavera-verano el consumo metabólico es menor (535 kilocalorías/día), con un requerimiento diario de alimento de 428 gramos, mientras que en otoño-invierno (615 kilocalorías/día) precisa de 492 gramos (Donazar, 1993). Esto supone que una UR precisa de un máximo de 341 kilogramos año, de los que 223 kilogramos corresponderían al periodo de segunda quincena de octubre a primera de junio y 118 kilogramos de segunda quincena de junio a primera de octubre (Margalida et al. 2012). Las necesidades anuales por ejemplar se han estimado en 135 kg. (Colomer et al., 2011).

Una pareja necesita 341 kg huesos/año y un ejemplar 135 kg huesos/año

Página anterior:
Joven con pata de cordero
(B. Aniz)



Rompedero en Picos de Europa
(J. C. González/FCQ)

Los rompederos

Para la ingestión de grandes huesos utilizan los llamados rompederos, superficies rocosas que son usadas para la rotura y preparación de los restos óseos (Boudoint, 1976). Suelen estar ubicados en áreas expuestas al viento y con inclinaciones superiores al 50% (altitudes entre 860-2300 m., Hiraldo et al., 1979; Gómez, 1995), lo que facilita que el ejemplar pueda remontar fácilmente, minimizando el desgaste energético e incrementando las posibilidades de fragmentación de los huesos, que el quebrantahuesos deja caer deliberada y repetidamente (en ocasiones >40 veces) en estas zonas desde alturas de 20-150 m. (Heredia, 1991; Hiraldo et al., 1979).

Los rompederos son utilizados durante todo el año, pero es durante la época de cría es cuando se acentúa su importancia (Margalida y Bertran, 2001), dado que estas ubicaciones se usan con más regularidad para preparar el alimento para el pollo. Utilizan de media de 2 ± 0,58 rompederos (rango 1-3), situados a una distancia media de los nidos de 789,3 ± 376,5 m (rango 175-2400 m, n = 14) (Margalida y Bertran, 2001). Pueden servir también como despensas donde almacenar alimento. Los quebrantahuesos comienzan a romper huesos de manera innata a los 116 días desde el primer vuelo del nido (Gil et al., 2018).

Huesos en un rompedero del Pirineo
(J. A. Gil/FCQ)

Quebrantahuesos rompiendo huesos para alimentarse

Rompedero en Pirineos (Archivo FCQ)

Parasitismo

El parasitismo por robo es una forma de alimentación, incluyendo la comida almacenada y el robo de materiales del nido. En los sectores de nidificación se acumulan restos de comida (Bertran & Margalida, 2001), produciéndose interacciones intraespecíficas e interespecíficas, tanto en nidos, posaderos y rompederos (Margalida & Bertran, 2003).

Tanto en el Pirineo aragonés como en el catalán se han observado robos de comida de preadultos en nidos (Gil et al., 2017). Los adultos pueden hostigar a otras aves (águila real, alimoche) hasta conseguir que suelten la presa (Margalida y Bertran, 2003; Gil et al., 2017).

Joven con hueso (B. Aniz)

Ganadería extensiva y ungulados salvajes

Hace unos 12.000 años aparecieron en Oriente Medio los primeros pastores del mundo (Klein 2009). Desde entonces los ungulados domésticos se convirtieron en una importante fuente de alimento para los buitres (Donázar et al. 2009). A su vez, las aves carroñeras realizaban una importante labor higiénica a los humanos al consumir los cadáveres de los animales domésticos junto las aldeas (Donázar et al. 2009).

Los vertebrados carroñeros junto con artrópodos, bacterias y hongos descomponedores realizan un papel fundamental en acelerar el retorno de los nutrientes a las redes tróficas y eliminar cuerpos potencialmente infecciosos (Sánchez Zapata, 2012). En España se estima que las aves carroñeras son capaces de consumir unos 9,9 millones de toneladas de carroña anualmente (Sánchez Zapata, 2012). Esto supone un importante ahorro económico en varios millones de euros, que evita el pago por la recogida de los cadáveres, ayudando además a reducir miles de toneladas de emisiones de CO2 a la atmosfera, prestando unos servicios ecosistémicos que benefician a los seres humanos (Margalida & Colomer, 2012; Morales-Reyes et al., 2015).

El ganado doméstico y los ungulados salvajes son las principales fuentes de alimento del quebrantahuesos

El ganado doméstico (*Ovis y Capra*) y los ungulados salvajes (*Rupicapra*) son las principales fuentes de alimento del quebrantahuesos (Brown & Plug, 1990). Estos recursos los obtiene a través de la mortalidad del ganado doméstico por enfermedad y/o accidentes o de los ungulados salvajes por predación, enfermedades y/o actividad cinegética humana. La disponibilidad de los cadáveres en las áreas de montaña donde se localizan los rebaños en régimen extensivo o los grupos ungulados en libertad es dispersa y poco predecible, mientras que los animales aportados a los muladares tradicionales ligados a las explotaciones ganaderas y los comederos es más predecible.

Una parte importante del paisaje rural es el resultado de un largo proceso en el que la actividad humana lo ha modelado en su beneficio, con un determinante y reconocido papel de la ganadería extensiva. En los últimos años los cambios económicos han impulsado el abandono de esta actividad, provocando consecuencias económicas y sociales negativas para las zonas rurales, así como el deterioro o la pérdida de hábitats de notable interés y singularidad ecológica, incluidos muchos de ellos en la Red Natura 2000, principal herramienta de conservación de la biodiversidad en la UE, en la que están bien representados los hábitats mantenidos por el pastoreo. Las contribuciones de la ganadería extensiva en la componente ambiental son múltiples:

Rebeco o Sarrio (*Rupicapra rupicapra pyrenaica*) en el Pirineo (Archivo FCQ)

Churra Tensina(*Ovis orientalis aries*), raza ovina autóctona en peligro de extinción del Pirineo aragonés (J. A. Gil/FCQ)

Pastor con ganado en extensivo en Sierra Ferrera (Sobrarbe-Huesca) (O. Díez/FCQ)

(a) Reducir el material combustible en los bosques y en sistemas en transición hacia bosques (desde cultivos abandonados, matorrales o pastos de baja utilización) y consecuentemente con menor riesgo de incendios forestales. Una oveja en pastoreo puede consumir de 2-3 kg. de materia seca diaria.

(b) Incrementar la materia orgánica y conservar la cubierta vegetal de los suelos más pobres.

(c) generar productos alimenticios -en especial carne- saludables y de gran calidad en cadena corta.

En el caso particular del ovino, por su gran importancia histórica y ambiental, las diferentes decisiones en la Política Comunitaria Agraria (PAC) no han contribuido a recuperar los efectivos de la cabaña ganadera extensiva. La disminución del consumo de carne, los precios injustos del producto, el aumento de costes producción, la falta de relevo generacional, la dificultad acceso a pastos y la globalización del mercado han provocado que en Aragón se haya reducido la cabaña de ovino en extensivo en casi un millón cabezas en una década, situándose la cifra actual en unos 1,7 millones y unas 2800 explotaciones (de las que dependen unas 6000 familias). El mantenimiento y fomento de la ganadería extensiva se considera fundamental en la conservación de la especie, tal y como queda reflejado en los planes de conservación de la especie en España. Por lo tanto sería importante apoyar políticas y medidas para el mantenimiento de la ganadería extensiva en las zonas de montaña (Díez & Tarrueya, 2005), con el fin de mantener una de las principales fuentes de alimento del quebrantahuesos (Martín et al., 2009).

Poder estimar la disponibilidad de los recursos tróficos para el quebrantahuesos y su distribución espacio-temporal constituye un parámetro esencial para su conservación (Margalida et al., 1997). Durante los últimos años se ha estimado la biomasa que proporcionan los cadáveres de ungulados domésticos y salvajes (Canut et al., 1987; Lorente Villanueva, 1996; Margalida et al., 1997; Báguena et al., 2007; Gil et al., 2013). En 2006 se catalogaron 210 unidades de pastoreo en el Pirineo aragonés en las que se censaron 128.215 cabezas de ganado doméstico (108.210 cabezas de ovino, 855 de caprino, 18.170 de vacuno y 980 de equino), con una biomasa disponible para el quebrantahuesos de 7662 kg. A esta cifra habría que sumar biomasa disponible de los sarrios (2006 kg.) y de los PAS (22.376 kg.) (Gil et al., 2013).

Dinámica de la población

La ecología de poblaciones estudia el tamaño (en número de individuos), estructura (sexo y edad) y dinámica de poblaciones (variación en el tiempo). El tamaño de una población reproductora en relación al área que ocupa se denomina densidad, que en las especies territoriales está condicionada por el alimento y la disponibilidad de lugares de nidificación (Newton 1979). A su vez, la densidad condiciona los parámetros demográficos -mortalidad, natalidad, inmigración, emigración- y afecta a la disponibilidad de recursos (Sedinger et al. 1998). La estructura poblacional indica la manera en la que está configurada la población (edad, sexo, tamaño, etc.), muy importante para predecir el comportamiento de la población en cuanto a la natalidad, mortalidad y reproducción. La dinámica de poblaciones estudia los cambios que sufren las poblaciones de tamaño en el tiempo y el espacio, así como los procesos biológicos y ambientales que condicionan dichas variaciones (comportamiento social, dispersión, reproducción, mortalidad) (Newton 1979). Por último, la fecundidad es uno de los principales parámetros reproductivos que condicionan la dinámica poblacional (Newton 1991), junto con el tamaño de la población, la mortalidad juvenil, la adulta, la edad de la primera reproducción (Ferrer et al. 2004) o el sex-ratio (Ferrer et al. 2009).

Las especies con estrategia de supervivencia K o techo de saturación -el punto a partir del cual la población no puede crecer más porque no hay recursos- como el quebrantahuesos desarrollan adaptaciones (especie especialista), que les permitan poseer altas tasas supervivencia para llegar a estado reproductor el mayor número de individuos. Estas especies son muy longevas (Ej. 12.001 de 27 años vivo en 2018; J. A. Gil, inédito) y poseen una madurez sexual tardía (López-López et al., 2013), así como bajas tasas de natalidad, de manera que su éxito reproductor a lo largo de la vida depende sobre todo de la probabilidad de supervivencia de los individuos (Ricklefs, 1973), en el que el componente individual puede ser muy importante (Forslund & Pärt, 1995). Esta supervivencia está relacionada con la calidad del territorio. Los recursos que tiene que invertir un ejemplar en un territorio de mala calidad sean muy costosos y puedan comprometer tanto su reproducción (Hanssen et al., 2005) como su supervivencia (Oro & Fuerness, 2002).

En los Pirineos la edad media de primera reproducción se ha estimado en 10 años (López-López et al., 2013). La productividad en el periodo 1972-2002 fue de 0,5 pollos/UR/año (Oro et al., 2008). En el Pirineo central la productividad ha ido descendiendo de 0,65 pollos/UR/año (1987-1999) a 0,39 pollos/UR/año (2000-2014). El 22,33% de la UR del Pirineo aragonés no realizan puesta, el 49,46% fracasan (1254 intentos reproductores controlados) el 17,74% durante la incubación y el 9,39% en la crianza del pollo (1987-2014) (J. A. Gil, inédito).

La supervivencia estimada ha pasado del 65% en juveniles y 95% en adultos (1998-2001; Antor, 2001), al 87% en juveniles y 94% en adultos (1987-2007; Oro et al., 2008) y al 95,7% (jóvenes 1-3 años)/90,6% (4-5 años subadultos) y 90,1% adultos (Margalida et al., 2014).

La densidad conocida en el Pirineo español es de 1 UR/226 km^2 y en el Pirineo francés es de 1 UR/333 km^2 (Margalida et al., 2008; Terrase, 2004), siendo el Pirineo central el que posee una de las mayores densidades conocidas: 1 UR/128 km^2 (J. A. Gil, inédito). A lo largo de los años se ha estimado el tamaño de la población pirenaica tanto de preadultos, como de adultos: 138-201 preadultos entre 1995-2002 y 250 adultos reproductores en 2002 (Antor et al., 2003; Antor et al., 2005); 209 preadultos y 278 adultos en 2004 (Heredia, 2005); 129 preadultos y 227 adultos en 2010 (Gómez de Segura et al., 2012); 256 preadultos y 681 adultos (de los 362 son reproductores) en 2015 (Margalida, 2018). Mostrando las últimas estimas que la estructura de edades ha se ha incrementado en la fracción adulta.

(P. Montaner)

Tareas de conservación

Los inicios de su protección

(Archivo FCQ)

Desde la Revolución Industrial se ha producido un notable cambio de actitud en la relación del hombre con el medio natural. En 1902 se aprobó una ley que obligaba a los ayuntamientos a pagar por la muerte de alimañas entre las que se encontraba el quebrantahuesos (Garzón, 1973). Esto provocó que durante décadas las rapaces en la Península Ibérica fueran perseguidas, envenenadas y cazadas por el hombre.

El quebrantahuesos era un ave muy preciada en los talleres de taxidermia del siglo XIX, se pagaba entre 60 y 120 pesetas por ejemplar disecado (Reig Ferrer, 2008) y fue fuertemente asediado por el veneno como atestigua Abel Chapman (1851-1922). Durante el siglo XX el proceso de persecución continuó y entre 1953 y 1961 la Junta de Extinción de Alimañas pagó la muerte de más de 26.000 rapaces en España, de las cuales 956 eran buitres (Donazar, 1993).

Por fin, gracias al impulso del biólogo J. A. Valverde y el abogado A. Cano, se aprobó una la Orden Ministerial (16-8-1958) por la que se establecía la veda del quebrantahuesos durante cinco años en toda España. Era la primera vez que se protegía una rapaz en el estado español (Reig Ferrer, 2008).

Durante la década de los años 60 y 70 del pasado siglo XX, diversos ornitólogos comenzaron a mostrar interés por el quebrantahuesos en los Pirineos (Terrasse et al., 1961; Terrasse & Terrasse, 1974; Suetens, 1974; Boudouint, 1978). Fue también durante estos años cuando varios ornitólogos españoles (entre ellos el aragonés Adolfo Aragües) incluyeron en sus trabajos información sobre la delicada situación del quebrantahuesos en los Pirineos, propusieron medidas de conservación (Aragues & Lucientes, 1980) y localizaron nidos en el Alto Aragón: San Juan de la Peña (1970) y Ordesa (1973 y 1976) (Pedrochi, 1978; Gil, J. A. 2002).

Años después el naturalista Rafel Heredia censó 12, 22, 26 y 33 parejas de quebrantahuesos respectivamente entre 1979 y 1984, gracias a la financiación de ADENA/WWF y el Fondo de Intervención para las Rapaces (FIR) (Heredia & Heredia, 1991).

En 1986 el quebrantahuesos fue clasificado como especie en peligro de extinción en la Lista Roja de los Vertebrados de España (ICONA, 1986) y en 1987 el ICONA financió el primer el primer inventario nacional del quebrantahuesos (Heredia, 1988). En 1988 se celebró en Zaragoza la primera reunión técnica de coordinación del quebrantahuesos entre el ICONA y las CCAA y se elaboró el Plan Coordinado de Actuaciones para la Protección del Quebrantahuesos, a partir del cual ICONA publicó un documento de orden interno para las CCAA titulado “Directrices para la elaboración de Planes de Recuperación del Quebrantahuesos, que sirvió como orientación para la redacción de los Planes (ICONA, 1990).

Julio Guiral durante suelta en 2004 de ganado ovino en el puerto de Fanlo (Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido)
(J. A. Gil/FCQ)

Planes de conservación: una labor de todos

La protección de las rapaces en España supuso un antes y un después para la mejora de las poblaciones de buitres, ya que consiguió reducir su persecución directa llevada a cabo mediante armas de fuego, expolios de sus nidos y envenenamientos.

El desarrollo de programas para frenar la desaparición de especies ha concentrado los principales esfuerzos de conservación mundiales (Da Silva & Vickery, 2002), debido al creciente número de especies que requieren acciones efectivas para evitar su extinción (Houston, 1999).

En el caso del quebrantahuesos, la aprobación de Planes de Recuperación ha sido fundamental en el proceso de recuperación de la especie en los Pirineos, que vinieron de la mano del impulso y la determinación de biólogos como Julio Guiral, Jefe de Servicio de Biodiversidad en aquel momento en el Gobierno de Aragón, que además activó cauces de participación innovadores entre la administración y la sociedad civil, mediante acuerdos de colaboración para el desarrollo de parte de las directrices del Plan.

Los planes de recuperación han sido claves en la conservación del quebrantahuesos en la Península Ibérica

Desde la aprobación, la especie se ha ido recuperando paulatinamente en toda la cordillera. El carácter normativo del Plan, que obliga a la sociedad y a la administración a regular de manera vinculante ciertas actividades, estableció un régimen de protección basado en la integración de diferentes directrices y actuaciones que tenían como objetivo la reducción de la mortalidad no natural, la preservación y mejora del hábitat, el favorecimiento de la expansión natural o artificial la especie y de las líneas de investigación y seguimiento, así como el fomento de programas de sensibilización y educación ambiental, con un régimen sancionador -en Aragón se tasó el valor monetario mínimo de un ejemplar de quebrantahuesos en 16.000€ en el año 2003-.

El modelo de colaboración y coordinación gubernamental con otros actores privados como la FCQ, la continuidad de apoyo financiero sobre todo de la UE, el seguimiento constante e intensivo durante años, la implementación de criterios técnicos y científicos, la compatibilización de los usos en el territorio con la conservación de la especie, las labores de sensibilización y la experiencia acumulada en la conservación de la especie en los Pirineos (Alcantara & Antor 2005) han sido fundamentales para la puesta en marcha de otros proyectos de recuperación del quebrantahuesos en la Península Ibérica, cumpliéndose así uno de los principales objetivos de Plan: “incrementar el número de ejemplares con un núcleo poblacional estable y autosuficiente, que favorezca la colonización nuevos territorios, garantizando la viabilidad demográfica y genética de la especie”.

Principales amenazas y soluciones

La caza ilegal y la muerte en tendidos eléctricos estaban consideradas como las principales causas de mortalidad del quebrantahuesos en los Pirineos en la década de los años 80 (Canut et al, 1987). Basándose en las acciones que incidían negativamente sobre la especie se establecieron las diferentes directrices de los Planes, encaminadas a erradicar o al menos minimizar los efectos de dichos factores. Para aplicarlas se puso en funcionamiento un seguimiento continuado de la población, poniendo la investigación al servicio de la gestión, con el fin de establecer las líneas prioritarias de trabajo.

Inicialmente, los esfuerzos se centraron en reducir las molestias humanas, la persecución directa con arma de fuego y uso ilegal de venenos y los accidentes en tendidos eléctricos. Conforme avanzaba la implementación de los planes (Lorente et al., 1995; FCQ, 1999; Gil et al., 2001; Antor et al., 2003; Gil et al., 2004), algunos de ellos fueron revisados, como el Plan de Recuperación del Quebrantahuesos en Aragón, actualizado en 2003 por el Gobierno de Aragón con la ayuda y participación de la FCQ (Alcántara & Díez, 2005), para abordar nuevas problemáticas.

Caza ilegal

En la década de los 80, la muerte por disparo de arma de fuego fue el principal factor de mortalidad, causando el 60% de las pérdidas conocidas (Antor et al., 2004). Entre 1983 y 2006 se registraron trece casos de muerte y dos heridos por disparo en los Pirineos (Gil, 2011).

Los programas de información y sensibilización destinados a convertir el quebrantahuesos en un ave emblemática, así como la participación social en su conservación han conseguido que durante las últimas décadas se haya reducido considerablemente esta causa de mortalidad (Alcantara & Antor, 2005; Cabrera & Díez, 2007).

Intoxicación por venenos

La utilización de cebos envenenados en el medio natural constituye una de las prácticas más lesivas para determinadas especies de fauna amenazada. Esta circunstancia justifica que se adopten medidas dirigidas a la erradicación de esta práctica, prohibida por la legislación -Ley 42/2007 o la normativa cinegética- y tipificada además como delito por la Ley Orgánica 10/1995 del Código Penal.

Las intoxicaciones en animales silvestres se dan en diversas circunstancias, que pueden agruparse en intoxicaciones intencionadas, que denominaremos envenenamientos, e intoxicaciones no intencionadas debidas al uso legal por ejemplo de plaguicidas en el campo (Tarrueya et al., 2005; Gil & De Frutos, 2008). En ambos casos se pueden ver implicadas las especies presa y el consumo de estos animales intoxicados por parte de animales depredadores pueden ocasionar lo que se conoce como intoxicaciones secundarias. Es el sistema más utilizado a nivel mundial para matar depredadores

Técnicos de la FCQ tomando muestras a un pollo de quebrantahuesos en 2002 (F. Márquez)

Quebrantahuesos marcado “Paco”, localizado muerto por intoxicación en 1995 en la Sierra de Guara (Huesca) (Foto J. A. Gil/FCQ)

(Márquez et al., 2013), pudiendo estar asociado al envenenamiento intencionado para dar muerte a una serie de animales considerados dañinos para el ganado o las especies de caza y que en muchas ocasiones termina afectando a otras especies a las que no iba dirigido, como en el caso del quebrantahuesos.

Cuando hablamos de cebos envenenados hacemos referencia normalmente a algún tipo de alimento común impregnado de una sustancia tóxica, mayoritariamente fitosanitarios -rodenticidas, insecticidas, fungicidas, herbicidas y acaricidas- o bien al cadáver de un animal que ha sido rociado con alguno de estos productos -principalmente, carbofurano y endosulfán-. Las víctimas del veneno son difíciles de detectar, pudiendo morir en lugares inaccesibles y poco transitados, por lo que la utilización de herramientas como el radio-seguimiento son fundamentales para localizar los cadáveres (Hernández, 2001). Según el Grupo de Trabajo sobre Ecotoxicología del Comité de Flora y Fauna Silvestres, por cada zorro que muere envenenado mueren siete ejemplares de especies protegidas (Hernández, 2001). Los cebos envenenados habrían matado a 185.000 animales en España en el periodo 1992-2013, entre aves y mamíferos, muchos de ellos amenazados (Cano et al., 2016).

Hasta la fecha se han producido dos grandes episodios de muerte por veneno de quebrantahuesos en los Pirineos, en 1997-1998 -seis casos- y en 2001-2002 -ocho casos-, afectando tanto a la población preadulta como a la reproductora (Hernández, 2003; Antor et al., 2004; Gil & De Frutos, 2008). En los últimos años ha descendido el hallazgo de ejemplares envenenados con cebos y se han incrementado las intoxicaciones con rodenticidas y plomo en los Pirineos -España-Francia-: 21 casos (1990-2005) y 9 casos (2005-2015) (Cano et al., 2016). Sin embargo, ha afectado gravemente a proyectos de reintroducción de la especie como el realizado en Andalucía, con siete ejemplares envenenados entre 2005 y 2016, o en Picos de Europa con dos ejemplares envenenados (2014-2018)

También se pueden producir intoxicaciones cuando ingieren fragmentos de plomo presentes en los tejidos de los animales (Antor et al., 2005; Margalida et al, 2013; Mateo et al., 2013). Una vez ingerido el fragmento, desde el sistema digestivo es absorbido por la sangre dando lugar a alteraciones nerviosas -ceguera, digestivas diarrea y renales-. En los Pirineos y debido a la ingestión de fragmentos de plomo, se han registrado cinco casos de intoxicación, así como evidencias de poder ser un factor significativo en la mortalidad de la especie y de estar relacionado con casos de traumas en ejemplares intoxicados (Hernández & Margalida, 2009; Gil, 2011; Berny et al., 2015). También se han localizado dos quebrantahuesos muertos con altos niveles de plomo en hueso, en el área de reintroducción de la especie en Cazorla (Jaén) (Reyes, 2011). El plumbismo se ha localizado principalmente en el Pirineo catalán y en Andalucía, regiones donde el quebrantahuesos coexiste en reservas de caza mayor con altas densidades de ungulados cinegéticos. También se han detectado casos en la población del Pirineo francés (Beny et al., 2015) y de Sudáfrica, con ocho quebrantahuesos con altos niveles de plomo (Kruger & Amar, 2018).

A raíz de la detección del problema en 1997 se produjo una reacción organizada de sectores conservacionistas para afrontarlo y se creó el Programa Antídoto, iniciativa conjunta de ONGs (FCQ, WWF/España, SEO/BirdLife Ecologistas en Acción, FAPAS, SECEM, y GREFA) de lucha contra la utilización ilegal de venenos. Las principales acciones del Programa Antídoto son:

- Participar en la elaboración y desarrollo de las estrategias nacionales y regionales de lucha contra el uso de venenos.
- Apoyar a la Guardia Civil -SEPRONA- y los Agentes Medio Ambiente en la lucha contra el veneno.
- Denunciar los casos, tanto por la vía penal, como por la administrativa.
- Realizar campañas de sensibilización con la población en general y los colectivos más directamente implicados en el uso de venenos.
- Promover mayor implicación de las instituciones locales, regionales, nacionales y europeas en la lucha contra el veneno.
- Desarrollar y apoyar proyectos para erradicar el veneno de nuestros campos (*Life+ VENENO 2010-2014; Life ANTIDOTO 2009-2013*).

En los Pirineos y Codillera Cantábrica, la FCQ ha desarrollado diferentes actuaciones en la lucha contra el veneno en las CCAA de Aragón, Asturias, Cantabria y Castilla y León: personaciones en juicios, con la consecución en 1999 de la segunda sentencia penal por este tipo de delitos en España -caso Piraces-, campañas de sensibilización y difusión, participación en la aprobación de planes de acción para la erradicación del uso ilegal de venenos aprobados en Aragón en 2007 y en Asturias en 2018, denuncia en los juzgados de casos de mortalidad no natural de quebrantahuesos, seguimiento de quebrantahuesos marcados en los Pirineos y Picos de Europa para conocer causas de mortalidad (1994-2018), cursos de formación con la Guardia Civil y con Agentes Medio Ambientales, propuesta de utilización de munición libre de plomo en Aragón (año 2018), apoyo de la unidad canina de detección de venenos en Asturias (88 intervenciones con detección de tóxicos en 36 ocasiones entre 2013-2018). Además, se ha colaborado en diferentes trabajos: estudio sobre la utilización de tóxicos en las cooperativas agrícolas del Pirineo (Tarrueya et al., 2005), estudio de evaluación no destructiva de la exposición al plomo en rapaces amenazadas en Parques Nacionales (Roscales et al., 2009) y estudio sobre los niveles de contaminantes de antiparasitarios (Diazinon) que pueden afectar a la termorregulación de la especie, recomendando lavar con agua las patas de cordero que se depositan en los comederos, para reducir los niveles que poseen (Mateo et al., 2015).

Programa Antídoto de lucha contra la utilización ilegal de venenos en el medio natural

Técnico de educación ambiental de la FCQ en jornada de sensibilización en los Pirineos (J. A. Gil/FCQ)

Unidad canina de detección
de venenos en Asturias
(J. C. González/FCQ)

Quebrantahuesos marcado “Julia”,
localizado muerto por intoxicación en
2018 en los Picos de Europa (Asturias)
(J. C. González/FCQ)

Choque y electrocución tendidos eléctricos

Estudios sobre la dinámica poblacional, dispersión juvenil y uso del espacio de las aves han demostrado que la electrocución y colisión en tendidos eléctricos es una de las principales causas de mortalidad no natural de especies amenazadas (Ferrer & Negro, 1992; Bevanguer, 1998). A diferencia de otros problemas ambientales existen técnicas sencillas y eficaces para eliminar los riesgos de electrocución y colisión de las aves -balizamiento, aislamiento de conductores- (Fernández & Azcona, 2002). En 2017 se estimó que entre 15.000 y 30.000 las rapaces se electrocutan en España, con impacto económico por pérdida de biodiversidad de unos 141 millones de euros cada año (Soria & Guil, 2017).

En los Pirineos (España-Francia) se han registrado 18 casos de mortalidad de quebrantahuesos por electrocución (33,3%) y colisión (66,7%) con líneas eléctricas entre 1979 y 2008 (Gil, 2009), siendo la tercera causa de mortalidad no natural de la especie en Europa (Margalida et al., 2008).

En España se estima que mueren electrocutadas entre 15.000-30.000 rapaces al año

En 2016 se creó La Plataforma SOS Tendidos Eléctricos formada por varias entidades conservacionistas (FCQ, WWF España, SEO/BirdLife, Ecologistas en Acción, GREFA, AMUS, SIECE, GREFA, AMUS, etc.), con el objetivo de dar a conocer la problemática de la mortalidad de aves en los tendidos eléctricos y alertar a la opinión pública y a las administraciones sobre la gravedad del problema.

En Aragón y la Codillera Cantábrica la FCQ ha desarrollado diferentes actuaciones para promover la corrección de líneas eléctricas y reducir los accidentes de aves. La aprobación del Plan de Recuperación del Quebrantahuesos en Aragón estableció la realización de un informe previo favorable en aquellos tendidos eléctricos de nueva instalación o que se tuvieran que reformar y que afectaran a Áreas Críticas de la especie -territorios de nidificación, dispersión y asentamiento de la especie-. Gracias a ello durante el periodo comprendido entre 1997 y 2005 técnicos de la FCQ asesoraron al Gobierno de Aragón en la realización de informes sobre tendidos eléctricos para incorporar medidas anticolisión y electrocución en 160 líneas eléctricas.

Quebrantahuesos adulto muerto en 2006 por electrocución en el valle de Benasque (J. A. Gil/FCQ)

Plataforma SOS Tendidos Eléctricos

Técnico de la FCQ en compañía de un Agente Rural de la Generalitat de Cataluña recogiendo el cadáver de un quebrantahuesos muerto en un tendido eléctrico (J. A. Gil/FCQ)

En 2001 la FCQ solicitó a las compañías eléctricas la realización de acciones de corrección para reducir la mortalidad de aves en los tendidos eléctricos. Gracias a ello en 2002 se firmaron convenios de colaboración entre el Gobierno de Aragón, ENDESA (2002-2017) y REE (2002-2008). Entre 2003 y 2005 la FCQ realizó un estudio de la incidencia de los tendidos eléctricos del Pirineo aragonés y se propuso la corrección de 138 tendidos, 1127 km y 4804 apoyos (Gil, 2009). Entre 2004 y 2007 el Gobierno de Aragón desarrolló el LIFE para la adecuación de tendidos eléctricos con riesgo para la avifauna en las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) de Aragón 2004-2007 y se corrigieron 80 líneas eléctricas. En 2005 se aprobó la normativa electrotécnica (Decreto 34/2005) y en 2010 se publicó la delimitación de las Zonas de Protección (ZP).

En 2016 la FCQ promovió la aprobación de una Proposición No de Ley (PNL) en las Cortes de Aragón sobre mortalidad de avifauna por tendidos eléctricos. En 2017 la Fiscalía de Medio Ambiente creó una red informativa y de seguimiento de la problemática de la mortandad de avifauna en tendidos eléctricos y la FCQ solicitó al Gobierno de Aragón la tramitación de expedientes de exigencia de responsabilidad ambiental a las distribuidoras de energía eléctrica para acometer la corrección/prevención de sus tendidos, con especial urgencia en las zonas en que consta acreditado un daño recurrente.

Tendido eléctrico con medidas anti electrocución en el Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara (J. A. Gil/FCQ)

Reunión organizada por la Fiscalía de Medio Ambiente sobre mortalidad de aves en tendidos eléctricos (Zaragoza 2017) (J. A. Gil/FCQ)

Fracaso reproductor y molestias humanas en las áreas de cría

El fracaso reproductor es un factor que condiciona la dinámica de las poblaciones de aves (Newton, 1979). De hecho, un fracaso muy elevado y sostenido en el tiempo puede acarrear una disminución de la población (Yanes & Suarez, 1996). Por otra parte, conocer cómo, cuándo y por qué se producen los fracasos resulta fundamental para adoptar medidas de gestión que contribuyan a reducirlos y favorecer así la recuperación de las poblaciones (Newton, 1979; Margalida et al., 2000), especialmente en el caso de especies amenazadas como el quebrantahuesos.

El uso masivo de pesticidas en agricultura en la mitad del siglo XX tuvo consecuencias nefastas en las poblaciones de aves silvestres y más concretamente en las rapaces que se encontraban en lo más alto de la pirámide alimenticia. Un caso bien documentado es del halcón peregrino (*Falco peregrinus*) que, al acumular un pesticida organoclorado por alimentarse de aves que comen insectos contaminados con DDT, su metabolito el DEE producía una significativa disminución en el espesor de la cáscara de los huevos (al interrumpir el metabolismo del calcio) y alteraciones en la ultraestructura de la cáscara que alteran de forma significativa el intercambio gaseoso y provocan la muerte embrionaria (Ratcliffe, 1993; Burnett et al., 2013).

En el quebrantahuesos se ha estudiado el efecto de la infertilidad en el fracaso reproductor, mediante el análisis de organoclorados y bifenilos policlorados (PCBs) en huevos (1990-2013) y muestras de aves muertas, observándose bajos niveles de contaminación (Hernández, 2005; Hernández 2016).

La mortalidad causada por enfermedades infecciosas tiene efectos en la disminución de las poblaciones de aves en general y de las rapaces en particular (Wobeser, 2006). Los estudios realizados en rapaces, en los cuales se han identificado las enfermedades como causa de mortalidad, cambios demográficos o fracaso reproductivo son escasos (Cooper, 2002). Las rapaces son susceptibles a una gran variedad de enfermedades causadas por diferentes patógenos: bacterias (*Salmonella sp.*, *Escherichia coli*, *Mycoplasma sp.*), hongos (*Aspergillus sp.*, *Candida* sp.), virus (*West Nile Virus*, *Herpesvirus*, *Avipoxvirus*, etc.), protozoos, helmintos y artrópodos. Tampoco existen muchos trabajos sobre el conocimiento de la condición física, los valores hemáticos y el estado sanitario de las rapaces ibéricas, incluido el quebrantahuesos (Hernández & Margalida 2010). En el Pirineo central se han detectado en huevos fértiles y pollos de quebrantahuesos diferentes patologías: Salmonellosis, Viruela aviar, Malaria aviar (*Plasmodium sp.*) y Aspergillosis (Blanco et al., 2010; Gil et al., 2017). En ejemplares en de centros de cría en cautividad del Programa de Europeo de Especies en Peligro (EEP) se han observado seis casos de infección por virus de la fiebre del Nilo Occidental que han provocado mortalidad (J. A. Gil, inédito).

Las molestias humanas en los sectores de reproducción pueden causar efectos negativos sobre el éxito reproductor de las aves rapaces. Al igual que otras rapaces, el quebrantahuesos es una especie muy

Salmonella
(J.M. Blanco)

La construcción de infraestructuras en las inmediaciones de los nidos pueden suponer molestias
(J. A. Gil/FCQ)

Cartel de regulación de la escalada deportiva en el Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara (J. A. Gil/FCQ)

sensible a las molestias de origen antrópico. Entre 1989 y 1991 se realizaron vigilancias en los sectores de nidificación de la especie, en las que se detectaron 107 molestias humanas y se pudieron identificar las causas que les hacían fracasar durante la reproducción, siendo mayor el éxito de reproducción en los nidos vigilados que en las parejas no vigiladas (Layna & Rico, 1991). Posteriormente, el Gobierno de Aragón también realizó diferentes acciones de vigilancia entre 1992 y 2003 con el fin de evaluar y evitar ciertas molestias en las áreas de cría (Gil, 2011). Las principales molestias detectadas fueron (Gil, 2011):

Actividades cinegéticas: Las batidas de caza de jabalí se prolongan hasta febrero, por lo que coinciden con el periodo de incubación y nacimiento de los pollos. Las batidas movilizan ruidosamente perros y personal, que en caso de celebrarse cerca de un nido ocupado pueden provocar el abandono temporal o definitivo de la incubación por parte de los adultos o la no protección continua que hacen de los pollos durante los primeros 30 días de vida, con riesgo de la pérdida de la puesta, por la muerte del embrión (enfriamiento por debajo de 32 °C) o del pollo (depredación por córvidos).

Al igual que otras rapaces el quebrantahuesos es una especie muy sensible a las molestias de origen antrópico

Actividades deportivas terrestres (senderismo, escalada...) y áreas (parapente, planeadores, avionetas...) y tránsito de personas o vehículos por carreteras, pistas forestales y caminos: Las actividades que se desarrollan con mayor proximidad lineal a los sectores de nidificación ocupados son las que más influencia tienen en el comportamiento de los quebrantahuesos que permanecen en el nido, pudiendo provocar su abandono temporal o definitivo.

Fotografía, filmación y observación por aficionados a la naturaleza: La realización de fotografías, filmación y observación de la especie ha supuesto en ocasiones molestias muy graves para la especie en sus lugares de nidificación al no respectarse las distancias y comportamientos adecuados del observador para el desarrollo de esta actividad.

Construcción y mantenimiento de infraestructuras (tendidos eléctricos, senderos, pistas forestales, carreteras y centrales hidroeléctricas): La construcción y mantenimiento de infraestructuras en las inmediaciones de los nidos pueden suponer molestias que provoquen el fracaso reproductor.

Según Arroyo y Razin (2006), las actividades humanas en los sectores de nidificación pueden provocar molestias que afectarán más o menos al desarrollo de la reproducción en función del tipo de actividad más o menos ruidosa y distancia al nido -si la actividad se realiza a más de 500 o 700 metros no se provocan molestias-, pudiendo afectar al éxito reproductor de la especie. También resulta im-

portante la ubicación del nido con respecto a la actividad. Entre 1987 y 2011 se registraron en nidos de quebrantahuesos de Pirineo Central once casos de molestias y fracasos de la reproducción causados por parapente, maniobras militares, escalada, senderismo, tránsito de vehículos y helicópteros, ocho casos de molestias y fracasos de la reproducción por batidas de jabalí, tres casos por fotografía y observación de nidos y un caso por mantenimiento de infraestructuras (Gil, 2011).

Para evitar molestias en las Áreas Críticas se han realizado desde la FCQ y el Gobierno de Aragón asesoramientos, gestiones, informes y actuaciones en 300 actividades del Pirineo central (1998-2010) con el fin de regularlas a partir de las épocas consideradas como críticas, entre el 1 de diciembre y el 15 de mayo (Gil, 2011). También a lo largo de estos años se han ido regulando las actividades fotográficas, cinegéticas y de escalada deportiva (Gil et al., 2005; Gil et al., 2005). Esta última actividad ha sufrido durante los últimos años comprobándose que el 11,75% de 315 nidos podrían estar afectados por la escalada en roca (Blasco et al., 2013). Además, se han monitorizado nidos con videocámaras (Aragón, Cataluña y Andorra) con el fin de identificar las causas del fracaso reproductivo (Margalida et al., 2006).

Transformación del paisaje y disminución de los recursos tróficos

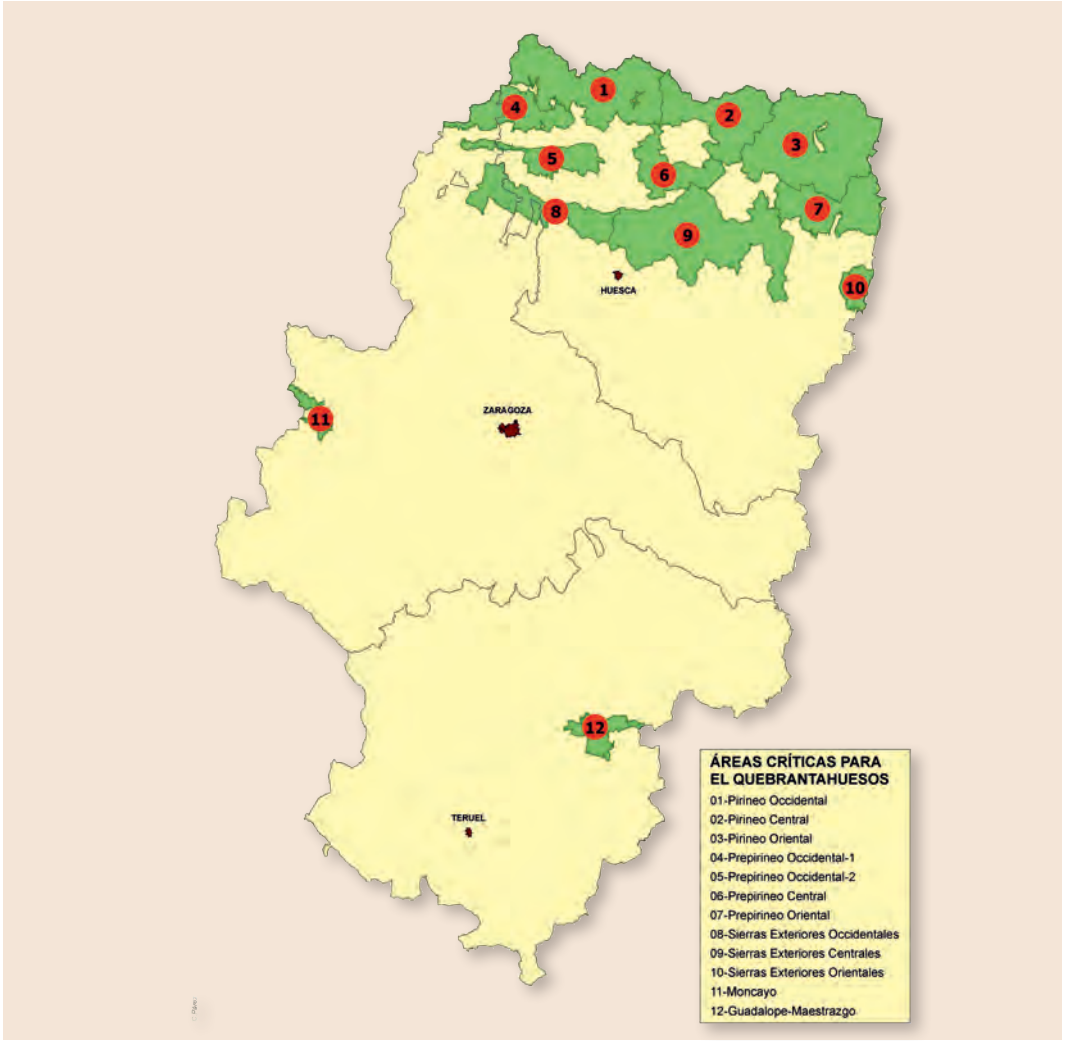
La baja disponibilidad de recursos tróficos y la alteración de los hábitats ha sido la causa más frecuentemente utilizada para explicar la regresión de las poblaciones de los buitres ibéricos (Donazar, 1993). Durante las últimas décadas las montañas pirenaicas han sufrido profundos cambios sociales y económicos. La emigración rural hacia las grandes ciudades y la integración de la economía de la montaña en la economía de mercado motivaron el abandono de los recursos ganaderos y de los sistemas tradicionales de explotación (Ostermman, 1998; Aldezabal, 2001). Esto ha provocado la transformación del paisaje, con la construcción de embalses, carreteras, infraestructuras turísticas, etc. y una menor disponibilidad de alimento, tanto por desaparición o sustitución de numerosos "muladares" -emplazamiento donde eran depositados animales muertos para que fueran eliminados por aves necrófagas-, como por la reducción de la ganadería extensiva (Lorente et al., 2002; Antor et al., 2005). Por ello sería conveniente recuperar las poblaciones de ungulados silvestres para mitigar la dependencia de los ungulados domésticos de los quebrantahuesos (Margalida & Martín-Arroyo, 2013) y asegurar el alimento de calidad durante la época reproductora e invernal -época más crítica- mediante una red comederos.

Red Natura 2000 y conservación de los hábitats

En 1979 se aprobó la Directiva de Aves (Directiva 79/409/CEE) cuyo propósito era proteger todas las aves silvestres europeas y los hábitats de una serie de especies, a través de la designación de las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAs). A partir de 1989 BirdLife International comenzó a desarrollar el Programa de Áreas Importantes para las Aves (Important Bird Areas, IBAs) con el objetivo de conservar las zonas críticas para las aves en todo el mundo. En España fue SEO/BirdLife

Cabra montés
(*Capra pyrenaica*)
(Archivo FCQ)

Áreas Críticas de quebrantahuesos en Aragón (Decreto 45/2003)



la responsable del inventario de IBAs, que ha ido facilitando al estado español para la declaración de ZEPAs. Durante los años 90 miembros de la FCQ realizaron informes de espacios de interés para las aves en el Pirineo (Huesca), según los criterios numéricos de la Directiva Aves, con el fin de poder declarar las futuras ZEPAs en Aragón (Gil & Diez, 1991). Una de las especies clave en la designación de ZEPAs fue el quebrantahuesos, que al estar en el Anexo I tiene que ser objeto de medidas de conservación especiales en cuanto a su hábitat, con el fin de asegurar su supervivencia y su reproducción. Entre los años 1988 y 1991 se declararon 45 ZEPAs en Aragón y en 2016 tres más (8700 km^2), con lo que actualmente el Pirineo posee 15 ZEPAs.

En 1992 con la aprobación de la Directiva Hábitats (92/43/CE) relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, se creó la Red Natura 2000. El objetivo de la Red Natura 2000 era garantizar la conservación en un estado favorable determinados tipos de hábitat y especies en sus áreas de distribución natural por medio de Zonas Especiales de Conservación (ZECs). La Red Natural 2000 es la red de espacios protegidos más importante del mundo. En España supone el 30% del territorio -15 millones de hectáreas y casi 2000 espacios naturales-, proporcionando a los ciudadanos europeos servicios vitales como el almacenamiento de carbono, el mantenimiento de la calidad del agua o la protección frente a inundaciones y sequías, valorados en 200-300 mil millones de euros al año -datos Comisión Europea-. Actualmente la Red Natura 2000 en Aragón está constituida por 204 espacios (156 ZECs), que con sus 13.612 km^2 ocupan el 28,5 % del territorio de la Comunidad Autónoma (482 Municipios). De ellos, 48 se encuentran en el Pirineo (región alpina y mediterránea). Para poder gestionar la Red es necesario establecer en cada uno de los espacios planes con actuaciones y medidas que permitan la conservación de la biodiversidad y un desarrollo sostenible de los territorios.

Los usos y actividades en estas zonas ambientalmente sensibles están sometidos a la evaluación ambiental que regula la Ley 11/2014 de Prevención y Protección Ambiental de Aragón. El Plan de Recuperación de la especie en Aragón se fijó como objetivo poseer el 90% de los territorios de nidificación en Natura 2000 (en 2018 el 80% de las UR estaban ubicadas en la Red Natura 2000). Además, muchos de estos espacios coinciden con las Áreas Críticas del de Recuperación del Quebrantahuesos en Aragón, cuya primera delimitación se realizó por técnicos de la FCQ y el Gobierno de Aragón en 1995, revisada en 2007 (10 Áreas Críticas están el Pirineo -6563 km^2- y dos en el Sistema Ibérico -288 km^2-). En el caso de pistas forestales y caminos rurales, carreteras, parques eólicos, tendidos eléctricos, embalses y pequeñas centrales hidroeléctricas, actividades de prospección y extracción minera, estaciones y pistas de esquí alpino y de fondo, no sujetas a Evaluación de Impacto Ambiental, será preceptivo el informe previo del Gobierno de Aragón en los casos en los que la actividad se pretenda desarrollar en el ámbito de aplicación del Plan, con especial atención en las Áreas Críticas y será vinculante cuando sea desfavorable al uso pretendido o imponga condiciones al mismo.

ZEPA Los Valles, Pirineo aragonés
(J. A. Gil/FCQ)

Ayudando a recuperar poblaciones extintas

Ante la actual tendencia de pérdida de biodiversidad las reintroducciones pueden suponer efectivas herramientas de gestión y conservación (Fernández et al., 2006), siendo una interesante solución para el restablecimiento y expansión del rango de distribución de poblaciones (Wolf et al., 1996). Una reintroducción tiene que estar vinculada a un programa de conservación de calidad con garantías científicas, administrativas y sociales.

Los criterios orientadores emitidos por la UICN son la referencia más aceptada para la puesta en marcha de proyectos de reintroducción. Estos consideran que las áreas prioritarias de actuación son aquellas zonas de distribución histórica de la especie, donde se debe estudiar la viabilidad del hábitat, evaluar y resolver las causas que provocaron su desaparición, reintroducir individuos de la población genéticamente más cercana y no perjudicar a la población fuente o donante (Evans et al., 1994). Las reintroducciones han sido utilizadas para restaurar poblaciones extinguidas por la acción del hombre, favorecer la heterogeneidad genética, acelerar los procesos de recuperación de una especie y para el establecimiento de poblaciones que ayuden a reducir el riesgo de extinción por fenómenos catastróficos (Griffith et al., 1989).

La recolonización natural como acción única de recuperación de una especie suele ser un proceso lento y, en ocasiones, con escasas probabilidades de éxito

Dada la ecología del quebrantahuesos, la recolonización natural como acción única de recuperación de una especie suele constituir un proceso lento y en ocasiones con escasas probabilidades de éxito.

Reintroducción en los Alpes

La desaparición del quebrantahuesos en los Alpes concluyó aproximadamente en 1920. En 1973 se realizó la primera tentativa de reintroducción en los Alpes, que fracasó tras la desaparición de los ejemplares liberados procedentes de poblaciones salvajes de la antigua Unión Soviética (Negro & Torres, 1999). Posteriormente, en el congreso sobre el quebrantahuesos celebrado en Morges (Suiza) se propuso realizar un proyecto de reintroducción basado en la liberación de individuos procedentes de un programa de cría en cautividad con aves existentes en zoos europeos, formándose las tres primeras parejas en 1978 (Frey & Llopis, 1998). Se puso en marcha entonces el primer Centro de Cría en Viena (Richard Faust Brededing Centre), al que se han ido sumando otros centros y zoos que, actualmente, se han integrado en el EEP, con 160 ejemplares cautivos de los cuales el 80% son propiedad de la Vulture Conservation Foundation (VCF).

En 1980 se realizó un estudio sobre las áreas alpinas más favorables para la especie (Rauris-Austria y Haute Savoie-Francia), realizándose la primera liberación de pollos en 1986 (Gil & Díez 1995). Desde entonces y mediante la técnica de "hacking" o cría campestre se han liberado 210 aves, unos 6,7 pollos al año (Llopis, 2017). En 1993 se observaron las primeras cópulas y en la temporada 1995-1996 la primera puesta sin éxito en la eclosión (Frey & Llopis, 1998). En 1997 tuvo lugar la primera reproducción en libertad y se creó una segunda pareja. En 2016 volaron 25 pollos de 40 UR (0,58 de productividad) (Llopis, 2017).

Pollo "Silvano" adoptado por adulto en el centro de cría de Viena (Austria) (J. A. Gil/FCQ)

Página siguiente:
Centro de observación de un área de "hacking" en los Alpes suizos (J. A. Gil/FCQ)

Reintroducción en Andalucía

Hasta los años 40 del pasado siglo XX el quebrantahuesos ocupaba casi todas las sierras andaluzas, desapareciendo el último ejemplar en 1986. En 1991 se realizó un estudio de viabilidad de la reintroducción de la especie en el Parque Natural de la Sierra de Cazorla, Segura y las Villas, en el cual se expone la idoneidad del Parque para albergar de 13 a 15 parejas (Donazar et al., 1991). En 1996 la Junta de Andalucía puso en funcionamiento el Centro de Cría de quebrantahuesos de Guadalentín (Jaén), que fue incorporado a la EEP tras la firma de un acuerdo con VCF (Simón et al., 2007). En 2018 el Centro de Cría poseía 23 ejemplares y seis parejas reproductoras que han puesto 156 huevos, de los que han nacido 86 pollos y han volado 76. En 2001 se realizó un nuevo estudio de viabilidad (Romero et al., 2001) y se creó la Fundación Gypaetus, organización privada formada por varias entidades, una de ellas la Junta de Andalucía que se encarga del proyecto de reintroducción. En 2006 se liberaron los tres primeros pollos en Cazorla y en 2011, debido a varios casos de mortalidad por veneno se suspende el proyecto. Se reinició el programa de sueltas en 2012, gracias al cual se han liberado 53 aves hasta 2018 de las cuales 17 han muerto y 36 siguen vivas (68%). A estos ejemplares hay que sumar cinco nacidos en libertad, de las dos UR formadas por los individuos “Tono” y “Blimunda” y “Hortelano” y “Marchena”.

Quebrantahuesos en el Centro de Cría de quebrantahuesos de Guadalentín (R. Arenas)

Reintroducción en los Picos de Europa

La presencia histórica del quebrantahuesos en la Cordillera Cantábrica hasta los años 60 del pasado siglo XX, la progresiva mejora de la población pirenaica, el flujo contante de ejemplares desde Pirineos hacia las montañas de Picos de Europa (Baguena et al., 2007) y los conocimientos adquiridos en el Plan de Recuperación del Quebrantahuesos en Aragón, impulsaron a la FCQ a iniciar un proyecto de reintroducción en las montañas cantábricas (Asturias, Cantabria y Castilla y León). El objetivo principal fue acelerar el asentamiento permanente de aves, con el fin de crear una población reproductora viable y autosuficiente y geográficamente conectada con la población pirenaica.

Trabajos previos

Entre los años 2002 y 2005 la FCQ realizó un proyecto LIFE 02/NAT/E/8624 en el PNPE en el cual se desarrollaron varias acciones: estudio del hábitat (cuya capacidad de carga es ocho UR) (Sánchez et al., 2006), propuesta y ejecución de medidas correctoras en 32 tendidos eléctricos (Tirado & Rollán, 2003), instalación de cuatro comederos y 10 señuelos de atracción social de la especie y campañas de sensibilización y difusión entre la población local, basadas en la promoción de los valores tradicionales por ej. la ganadería extensiva (Báguena et al., 2004).

En 2007 la FCQ realizó un trabajo sobre los criterios para la reintroducción de la especie en el PNPE, en el que se analizó la viabilidad poblacional, del hábitat y los condicionantes para el asentamiento de la especie, como los factores de mortalidad, disponibilidad de alimento, protección del hábitat y aceptación social. También se redactó un protocolo para la reintroducción -planificación, preparación y liberación- en el cual se exponen los beneficios científicos y sociales del proyecto (Báguena et al., 2007):

- Reestablecimiento de una especie clave en el ecosistema de montaña peninsular.
- Recuperación en un Parque Nacional de una especie recientemente extinguida.
- Restauración y mantenimiento de la diversidad biológica en tres comunidades autónomas españolas.
- Generación de conocimiento sobre biología, ecología y técnicas de recuperación de una especie amenazada.
- Promoción de los valores naturales y de la conservación a través de la cooperación entre organismos públicos y privados.
- Dinamización y amplia participación social con la puesta en marcha de iniciativas que fomenten la cultura y el conocimiento en el ámbito rural.

Colocación de señuelo de quebrantahuesos en Picos de Europa (Archivo FCQ)

- Potenciación de prácticas tradicionales de ganadería extensiva fundamentales para el mantenimiento de los ecosistemas de montaña.
- Generación y promoción de nuevas iniciativas de ecoturismo y creación de empleo.

Entre 2009 y 2012 la FCQ desarrolló en el PNPE un proyecto piloto que activó mecanismos innovadores de promoción social, con el fin de impulsar iniciativas de desarrollo rural sostenible vinculadas a la conservación de especies amenazadas (Gil, 2013).

Por último, entre 2013 y 2018 la FCQ ha realizado el proyecto LIFE 12/NAT/ES/00322 Red Quebrantahuesos en el que se han desarrollado buenas prácticas destinadas a recuperar una población extinta; se ha reforzado el vínculo entre conservación de una especie, desarrollo local y mantenimiento de la biodiversidad; se ha mejorado el escenario ecológico y social durante la reintroducción; se han establecido sinergias entre la Red de Parques Nacionales, las administraciones públicas y la sociedad civil; se ha demostrado que la técnica de aprendizaje conductual por impronta natural es una herramienta eficiente para la recuperación de especies amenazadas y se ha utilizado el ecoturismo como herramienta de apoyo en participación de proyectos de conservación.

Programa de sensibilización en las escuelas rurales de Picos de Europa (Archivo FCQ)

Certamen regional de oveja y cabra de Picos de Europa (Archivo FCQ)

Origen de los ejemplares reintroducidos

Los individuos liberados pueden proceder de cría en cautividad o ser extraídos de poblaciones naturales (Houston, 2006). Para la puesta en marcha del proyecto se estudiaron las experiencias previas de reintroducciones y se analizaron los sistemas de cría en cautividad, su productividad, necesidades y servidumbres asociadas. Tras una exhaustiva valoración, se apostó por un modelo de trabajo basado en el potencial de mejora que ofrece la productividad de la población pirenaica, mediante la recuperación de embriones o neonatos del segmento reproductor, que acumula reiterados episodios de fracaso. De esta manera se optimizó el potencial demográfico y genético de la población pirenaica y se aprovechó para iniciar la restauración de la población extinta en los Picos de Europa, con unos costes económicos bajos (Ferrer et al., 2014). Para ello, se introdujeron y adaptaron nuevas técnicas de manejo ex situ, aplicando un protocolo de crianza asistida mediante comportamiento inducido por impronta natural en aislamiento humano (Toone & Wallace, 1994), para evitar comportamientos no deseados (Brightsmith et al., 2005) y exitosas en la cría de otras especies (Seddon et al., 2007). Además, se han empezado a conocer causas del fracaso reproductor provocadas por mortalidad de neonatos vinculadas a la presencia de vectores biológicos infecciosos (*Salmonella sp, Plasmodium sp, West Nile Virus*), tóxicos en el huevo o baja fecundidad espermática por presencia de tóxicos en la alimentación.

Protocolo de rescates

En todas las poblaciones naturales de aves rapaces existen parejas cuya productividad, entendida como pollos volados/año, es nula o prácticamente nula. Este hecho puede ser esporádico, consecuencia de factores como la inexperiencia en parejas jóvenes, los fenómenos climatológicos anecdóticos o amenazas puntuales en el área de nidificación, entre otros. En estos casos, la situación suele revertir de forma rápida y espontánea en los años siguientes. Sin embargo, a menudo se documentan parejas que, por causas conocidas o desconocidas, acumulan fracasos reproductivos durante un número importante de años. En el caso del quebrantahuesos, los vigentes planes de recuperación en la Cordillera Pirenaica contemplan acciones específicas para evitar eventos reiterados de fracaso reproductivo, mediante la aplicación de medidas preventivas de factores de perturbación que podrían calificarse como clásicos. Sin embargo, son muchos los casos en los que se desconoce la causa de fracaso reproductivo por no haber podido investigarse en profundidad. En otros, aun siendo conocida la causa, las medidas correctoras necesarias pueden no ser factibles por diversas razones o se han revelado como ineficaces hasta el momento. En estos casos, la opción de intervenir extrayendo puestas con un historial de fracaso reproductor reiterado que lo hacen altamente predecible aparece como una herramienta eficaz para evitar la muerte embrionaria, además de permitir el acceso a información muy valiosa para el análisis de las causas últimas de muchos de los eventos de fracaso reproductor o de mortalidad de animales en sus primeros estadios de desarrollo.

Grupo de Rescate Especial de Intervención en Montaña (GREIM) de la Guardia Civil y miembro de la FCQ preparándose para un rescate en un nido del Pirineo. (O. Díez/FCQ)

APN-GIA en un nido tras introducir la puesta en incubadora portátil (Archivo/FCQ)

Miembro de la FCQ trasladando puesta en incubadora portátil (J. A. Gil/FCQ)

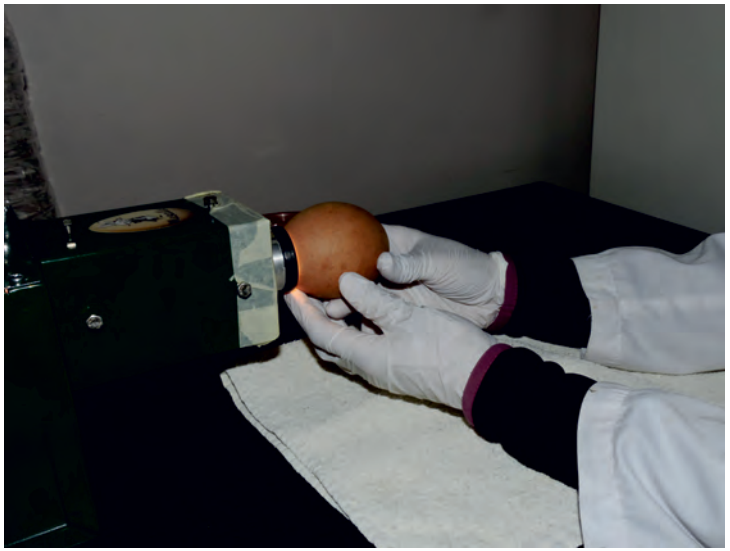
El Plan de Recuperación del Quebrantahuesos en Aragón incluye la aplicación de medidas de manejo destinadas al rescate de puestas y pollos en nidos en los que se concluya que la adopción de otras medidas preventivas no permite asegurar el éxito reproductor (ver apartado 6.1.3.4 del Anexo 1). El Grupo de Trabajo del Quebrantahuesos (GTQ) constituido en el seno del Comité de Flora y Fauna Silvestres y coordinado por el Ministerio de Transición Ecológica elaboró en 2004 un documento orientador destinado a fijar unos criterios básicos que permitiesen actuar de forma coordinada y consensuada a la hora de abordar la extracción de ejemplares o huevos de la especie, en referencia al programa de cría en cautividad en España aprobado en 2001: "protocolo de manejo para la extracción del medio natural de ejemplares de quebrantahuesos en el marco de la Estrategia para la Conservación del Quebrantahuesos en España". El protocolo es referente técnico que actúa como respaldo de las decisiones que adopten las administraciones competentes en la conservación de la especie (CCAA) sobre la intervención, existiendo dos supuestos: retirada de puestas y pollos abandonados y retirada de la fracción no esencial de la población. En 2010 el GTQ aprobó las "bases para el desarrollo del programa de conservación ex situ del quebrantahuesos en España" y el Gobierno de Aragón elaboró los "criterios orientadores para la extracción del medio natural de ejemplares de quebrantahuesos en el marco de la Estrategia para la Conservación del Quebrantahuesos en España", en el que se establecieron actuaciones no programables (intervención de una puesta abandonada o de puestas con alto riesgo de pérdida) y programables (intervenciones de puestas con historial de riesgo de pérdida). Se analizó la evolución de la población realizando estudios estadísticos referidos al éxito reproductor, que permiten establecer qué UR podrían ser consideradas de baja calidad o inviables y por tanto susceptibles de ser intervenidas de manera programada. Ese mismo año el PNPE acordó la realización del programa de reintroducción y en 2011 el Gobierno de Aragón aprobó el "protocolo de funcionamiento" del CRIAH de Aragón (Báguena, 2009).

Cría en cautividad y liberación

Una vez rescatados los huevos se aplica el protocolo de incubación y manejo (36,8°C de temperatura y 45% humedad relativa), que permite estabilizar la pérdida de peso. Durante las actividades de control, con volteo cada dos horas y aireos dos-cuatro veces al día, se realiza un seguimiento de la evolución del embrión (disminución progresiva de la cámara de aire, observándose contracciones y movimiento en las últimas fases) mediante el pesaje y la utilización de un ovoscopio. Todo este proceso nos hace conocer de manera exacta tanto el día de la eclosión como el lugar donde el pollo romperá el huevo. Tras escuchar las primeras vocalizaciones de los pollos, se posicionan los huevos de forma correcta para su eclosión, incrementando el nivel de humedad de la incubadora. Con la ruptura del cascarón por parte del pollo, se les estimula mediante la reproducción de sonido de adultos. A lo largo del proceso de ruptura se le ayuda separando algunos trozos de cáscara, al mismo tiempo que se humecta y desinfecta la zona de ruptura.

En el CRIAH se atiende a los pollos en aislamiento visual y acústico (cebas, temperatura, humedad, pesajes, baños de sol y control de heces). A partir de los 10 días se comienza a interactuar con la marioneta y a los 15 días se trasladan de las nacedoras al aviario exterior y se instalan en un nido que reproduce fielmente las características de uno natural. Allí pasan una serie de etapas de crecimiento caracterizadas por un incremento del peso, una variación en la dieta -al principio hay más proporción de carne que de hueso- y un desarrollo cognitivo adecuado con la ayuda del manejo de la marioneta. En las primeras etapas los requerimientos proteicos son muy importantes, ya que en fases tempranas todavía están en formación numerosos órganos. A medida que se va desarrollando, se va produciendo un cambio en la alimentación volcando el porcentaje hacia una mayor proporción de elementos óseos hasta las etapas finales en las que los huesos ocupan el 97% de la dieta. El uso de títeres es una práctica habitual y contrastada, usada en numerosos proyectos de conservación exitosos (Wallace et al., 2007).

La formación y experiencia del personal técnico al cuidado de la cría es vital para realizar todos los protocolos de manera adecuada sobre todo los referentes a las interacciones con señuelo. Son nece-



Técnico de la FCQ realizando ovoscopia de huevo rescatado (J. A. Gil/FCQ)

Incubadora (J. A. Gil/FCQ)

sarios muchos días de preparación, estudio y visionado de vídeos para utilizar el señuelo de manera natural y de forma similar a como se comporta un quebrantahuesos en el medio natural. El elevado número de horas, la atención constante y la delicadeza del trabajo realizado requieren un fuerte componente vocacional para el correcto desarrollo de esta actividad.

El método de cría campestre y liberación se basa en la técnica "hacking" (Evans et al., 1994), consistente en la liberación controlada de ejemplares volantones, desde los primeros vuelos hasta su independencia (Barclay, 1987). Este método se fundamenta en la elevada capacidad de adaptación y aprendizaje de los jóvenes, la fijación al lugar de suelta (lugar de nacimiento), al estimular la permanencia de las aves en la zona de liberación al menos durante el primer año de vida. Tras permanecer en el CRIAH entre 50 o 70 días, son trasladados a las instalaciones de cría campestre del PNOMP, acabadas en 2011, para conseguir una primera aclimatación al hábitat. Allí obtienen información esencial sobre comportamiento intra e interespecífico de forma directa en un PAS de quebrantahuesos, visitado diariamente por más de 30 ejemplares (Sese et al., 2005). Este contacto visual con conespecíficos les sirve de aprendizaje conductual, imprescindible para desarrollar su actividad en libertad. Lo novedoso de este sistema de cría reside precisamente en la crianza campestre "in situ". En experiencias anteriores, la crianza se llevaba a cabo en un centro especializado utilizando nodrizas y posteriormente se hacía la aclimatación y liberación (Llopis & Frey, 2005). Los pollos pasan por una serie de etapas en las que se desarrollaron todas sus capacidades psicomotrices y de percepción sensorial:

Nacimiento de quebrantahuesos
(J. A. Gil/FCQ)

Pollo con una semana de edad en el
CRIAH (J. A. Gil/FCQ)

Pollo interactuando con marioneta de quebrantahuesos (F. Márquez)

Chequeo veterinario de pollo en el CRIAH (J. A. Gil/FCQ)

Marcaje de pollo de quebrantahuesos “Carlota” en 2017 (J. A. Gil/FCQ)

- Periodo de Receptibilidad Sensorial Inmediata, en el que el pollo sólo es consciente del ambiente inmediato que le rodea, limitando su actividad a la interacción con la cara del señuelo cuando este actúa sobre el ejemplar.
- Proceso de Percepción Periférica, en el que el pollo ya es consciente de su entorno más próximo, teniendo constancia del nido en el que se encuentra y reclamando cada vez más la atención de sus parentales (en este caso el señuelo).
- Proceso de Percepción Ambiental, el pollo ya es consciente de todo lo que le rodea y se fija con atención en las evoluciones de los quebrantahuesos que se alimentan y vuelan en el exterior del nido.

Con 100-110 días se marcan y se trasladan a las instalaciones de cría campestre del PNPE. Las características de los jaulones de liberación son parecidas a las del “hacking” comportamental de Pirineos, siendo sensiblemente más grandes debido a que en esta última fase los ejemplares ejercitan frecuentemente las alas y practican con énfasis sus aptitudes para el vuelo. Los ejemplares pasan aquí su última etapa de aclimatación en la cual se vigila el adecuado crecimiento del plumaje, la autonomía alimenticia y los ejercicios de vuelo.

Cuando los ejemplares están en los jaulones de liberación sus capacidades sensoriales están plenamente desarrolladas con lo cual permanecen la mayor parte del tiempo muy atentos a lo que pasa en el exterior. Aprovechando esta inquietud natural se disponen cadáveres frescos en las cercanías de los

La reintroducción del quebrantahuesos en Picos de Europa tiene como objetivo crear una población reproductora viable y autosuficiente y geográficamente conectada con la población pirenaica

Pollo “Centenaria” durante el “hacking” en el PNOMP en 2017 (A. González/FCQ)

Instalaciones de cría campestre en el PNOMP (J. A. Gil/FCQ)

Instalaciones de cría campestre en el PNPE (J. C. González/FCQ)

jaulones con el fin de que accedan otros carroñeros como buitres o córvidos. Esta acción se enmarca en el fortalecimiento de la relación presencia de carroñeras, para afianzar esta relación natural que será de vital importancia en la búsqueda independiente de alimento una vez emancipados. En esta fase también se produce una definitiva impronta espacial a la zona de suelta. Este aspecto es muy importante, ya que en los primeros momentos de vida en libertad es conveniente que los ejemplares tengan un punto de referencia espacial. Esta referencia hace que las aves reconozcan su lugar de suelta como su lugar de nacimiento, ya que el quebrantahuesos al ser una especie con pautas filopátricas tenderá a buscar el territorio de nacimiento para criar (López-López et al, 2013). Fruto de la aplicación de estas medidas de manejo, entre 1995 y 2018 se han rescatado, incubado, criado en cautividad y reincorporado con éxito al medio natural 34 ejemplares de quebrantahuesos, de los cuales desde 2010 se han liberado en Picos de Europa 24. Entre 2010 y 2018 se realizan en el Pirineo aragonés 28 rescates (tres de media al año), en 17 UR diferentes (3,8% de la población). Se recuperan 17 puestas simples y 11 dobles. De los 39 huevos rescatados, 30 fueron fértiles, dos aparecieron rotos en el nido y siete infértiles (tasa de fertilidad 76,9%). Eclosionaron el 100% de los huevos fértiles, superando la fase de crianza 28 pollos (tasa supervivencia 93%). Se liberan 27 pollos (24 en el PNPE y tres en el PNOMP). De los 27 pollos liberados, cinco no superan el primer año de vida (tasa supervivencia 81,4%). En 2017 y casi después de un siglo la pareja compuesta por “Deva” (hembra de siete años, cuyo embrión se rescató en un nido del Pirineo aragonés y se liberó en Picos en 2010) y Casanova (macho >6 años del Pirineo) realizaron la primera puesta, que posteriormente fracasó (Quercus, 2017). En 2019 existen ya dos parejas formadas en Picos de Europa y siguen vivos 19 ejemplares (tasa supervivencia 73,3%).

Subiendo los pollos a la zona de las cría campestre del PNPE (J. A. Gil/FCQ)

Pollo en las instalaciones de cría campestre del PNPE (J. A. Gil/FCQ)

Ejemplar “Biciele” liberado en el PNPE en 2014 (J. C. González /FCQ)

Gargantas del Guadalope
(Mastrazgo-Teruel)
(E. Viñuales)

"Amic" pollo de
quebrantahuesos durante el
marcaje, antes de ser liberado en
el Maestrazgo de Castellón
(P. López-López)

Reintroducción en otros macizos montañosos

Desde la aprobación en 1994 del Plan de Recuperación en Aragón, se ha producido una evolución favorable de la población de quebrantahuesos, en buena medida motivada por la puesta en marcha de las directrices de gestión y la ejecución de las actuaciones recogidas en el Plan. Con el objetivo de crear las condiciones ambientales y sociales necesarias para la recuperación del quebrantahuesos en el Sistema Ibérico, en 1998 se inició el proyecto LIFE 98 NAT/E/ 005296 "Plan de Recuperación del Quebrantahuesos en los Sistemas Montañosos del Noreste de España (1998-2006)", que permitió estudiar el hábitat potencial para la especie en las áreas de antigua distribución en el Sistema Ibérico oriental, cuya capacidad de carga es tres-cuatro UR (Sánchez-Castilla et al., 2008); se crearon y mantuvieron PAS, se revisó el Plan de Recuperación ampliándose el ámbito de aplicación a las ZEPAs ES0000297 Sierra de Moncayo-Los Fayos-Sierra de Armas y ES0000306 Guadalope-Maestrazgo, se realizaron actuaciones en tendidos eléctricos peligrosos para la avifauna, técnicas de atracción social y simulación de territorios reproductores de la especie, campañas de sensibilización entre escolares de las áreas rurales, cursos de formación sobre la especie y charlas divulgativas (Gil, 2007). En 1998 también se realizó un estudio de las posibilidades de asentamiento del quebrantahuesos en La Rioja (Gil & Díez, 1998).

Más recientemente, en 2015, la Generalitat de Valencia encargó un estudio del hábitat potencial del quebrantahuesos en el Maestrazgo, cuya desaparición se produjo a mediados del siglo XIX (López-López et al., 2015). Posteriormente, Valencia se adhirió al protocolo general para la conservación del quebrantahuesos en España (2016). En 2018 se inició el proyecto de reintroducción en Tinenca de Benifassá (Castellón) y se liberaron dos pollos "Alòs" y "Amic", nacidos en el Centro de cría de Guadalentín y cedidos por la VCF (Generalitat de Valencia, 2018). Además, se traslocaron de manera experimental dos adultos no reproductores ("Otal" y "Esera") desde el Pirineo al Maestrazgo (Quercus, 2019).

En las regiones de Vecors y Baronnies (Pre-Alpes) y Cevennes-Les Grands Causses (Macizo Central), se inició proyecto de reintrodución en 2010 y 2012 respectivamente, desde entonces se han liberado 15 ejemplares procedentes de los programas de cría de la EEP (Tavares, 2018). Además, en 2015 se aprobó el proyecto LIFE GYPCONNECT cuyo objetivo es consolidar un corredor ecológico entre las poblaciones de los Alpes y los Pirineos (L'Aude).

En la actualidad, la FCQ está trabajando en la identificación y capacidad de albergar nuevas poblaciones de quebrantahuesos en otros sistemas montañosos del norte y centro de la Península Ibérica (Gredos y Sistema Ibérico), con el objetivo de crear corredores biológicos. Para ello se utilizarán los ejemplares resultantes de embriones o neonatos del segmento reproductor, que acumula reiterados episodios de fracaso, a los cuales se les aplicará el protocolo de cría en cautividad mediante comportamiento inducido por impronta natural en aislamiento humano (Báguena, 2009).

Símbolo de calidad y desarrollo sostenible en las montañas

En el puzle de la vida todas las piezas son importantes y el quebrantahuesos es una de ellas, realizando la función sanitaria de limpiar de huesos y carroñas de nuestras montañas. Esta rapaz está considerada una especie bioindiacadora del buen estado de salud de los ecosistemas que habita. Tradicionalmente, muchos programas de recuperación de especies amenazadas no han contemplado la participación social activa de la población local residente en los espacios naturales donde dichos proyectos se desarrollan. Desde sus inicios, la FCQ ha desarrollado iniciativas de desarrollo económico innovador y sostenible en zonas rurales de especial valor ecológico de la mano de esta singular especie amenazada, el quebrantahuesos.

Proyecto Borda

Acuerdo de iniciativas entre el municipio del Pueyo de Araguás (Huesca) y la FCQ desde el año 2000, con el fin de poner valor de los recursos naturales y etnológicos del territorio, que ha buscado la compatibilidad entre el desarrollo socioeconómico y la conservación del patrimonio natural. Destaca la realización de senderos interpretados, actividades de educación ambiental y actuaciones de recuperación de entornos urbanos y elementos patrimoniales (Abadía de Torrelisa). También se creó el Refugio Natural de la Peña Montañesa (3000 ha), destinada a la conservación y promoción de este espacio natural (FCQ, 2004).

Los proyectos de conservación de especies amenazadas deben vincularse a actividades socioeconómicas generadoras de biodiversidad y convertirlas en los protagonistas de su recuperación

Campañas especies Green

En el marco de las campañas “Especies Green” realizadas por la marca de cervezas AMBAR y FCQ (1997-2010), cuyo objetivo principal era enviar un mensaje de difusión y esperanza en la conservación de las especies amenazadas de Aragón, se realizaron varias ediciones en las que se desarrollaron acciones en favor de la ganadería extensiva (Díez & Tarrueya, 2005): realización de abrevaderos para el ganado en Peña Montañesa (2004), financiación de ocho kilómetros de “pastores eléctricos” en los valles de Aísa y Jasa (2005), compra y colocación de localizadores GPS en ganado de los valles de Ansó y Hecho (2006), compra y donación de ganado de raza

Cartel del sendero el mirador de las rapaces (proyecto Borda) (J. A. Gil/FCQ)

(Archivo/FCQ)

Proyecto Sobrarbe, Autoctono y Sostenible (2016-2018)

autóctona en peligro de extinción (“Churra Tensina”) a ganadero de Tella-Sin (2007) y campaña de difusión sobre el perro pastor altoaragonés (en peligro de extinción) “Can de Chira” y donación a ganaderos de 33 cachorros (2008).

Proyecto innovación y desarrollo sostenible mediante la recuperación de especies en peligro de extinción

Proyecto piloto desarrollado por la FCQ y el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, en Cantabria, Asturias y Castilla y León, con el fin de crear vínculos entre la población local del entorno de los Picos de Europa y el proyecto de reintroducción del quebrantahuesos. Entre 2009 y 2012, se desarrolló esta iniciativa con el objetivo de diversificar la economía rural (eco turismo), mejorar la productividad del sector ganadero vinculado a la conservación de la biodiversidad (se crean las marcas de garantía Pro-Biodiversidad y de promoción Lechazos de la Liébana para apoyar la comercialización de productos de calidad generados en territorios de especial valor ecológico) e integrar los sectores económicos y sociales más desfavorecidos facilitando la incorporación laboral de la mujer rural (Rico, 2011; Gil, 2013).

Marca Pro-Biodiversidad, fomentando alianzas entre ganadería extensiva y conservación de la biodiversidad

La marca Pro-Biodiversidad fue creada y registrada por la FCQ en el año 2011 para poner en valor los productos agroganaderos obtenidos en zonas de especial valor natural incluidos en la Red Natura 2000, en cuya elaboración se genere un beneficio para el mantenimiento de especies y hábitats que prestan importantes servicios ecosistémicos para la sociedad. En 2018 la marca respaldó la producción de lechazos de rebaños manejados de manera tradicional en los puertos de montaña de los Picos de Europa y su comercialización a través de circuitos cortos. Los pastores beneficiados bajo la marca se comprometieron a seguir un código de conducta enfocado a la protección de la biodiversidad. Gracias al acuerdo entre Alimerka y un grupo de productores en extensivo bajo el patrocinio de la FCQ se puso a disposición de los consumidores 5000 kg de carne (2018), que permitieron la venta de los lechazos directamente desde el productor al supermercado, un sistema que proporciona un pago justo a los productores. Todo el proceso de cría, sacrificio y venta fue auditado por la empresa OCA Instituto de Certificación S.L.U, que verifica que estos procesos se ajustan a lo recogido en el reglamento de la marca.

Sobrarbe, Autóctono y Sostenible

Proyecto de cooperación del Programa de Desarrollo Rural (PDR) de Aragón, cuyo principal objetivo fue crear vínculos y sinergias entre los sectores primario (ganadero), ambiental (ONG) y turístico (empresarios), generando una mayor concienciación del consumo de productos locales y de proxi-

Ganadero en extensivo colaborador con la marca Pro-Biodiversidad (J. C. González/FCQ)

Marca Pro-Biodiversidad

midad (km 0), tanto por los restaurantes, carniceros, centros educativos y turistas de la comarca pirenaica de Sobrarbe (Huesca). Las acciones se realizaron entre 2016 y 2018 por un grupo formado por FCQ, Asociación Vaca Pirenaica (ASAPI), Universidad de Zaragoza, Ayuntamiento de Aínsa y la Asociación de Empresarios de Sobrarbe. Destacaron entre las actuaciones para potenciar el consumo de carne de vacuno de raza pirenaica: el curso para carniceros y cocineros de cortes de carne con el fin de facilitar el aprovechamiento de las piezas, show cooking con degustación del producto y nuevas recetas, concurso promocional de la carne en restaurantes, certificación ecológica del matadero de Aínsa, caracterización de la carne de vacuno de raza pirenaica, análisis de las opiniones de los consumidores y de la sostenibilidad de las explotaciones ganaderas, promoción a través de un programa de visitas guiadas del comedero de aves necrófagas de Aínsa (3300 personas conocen la instalación y su funcionamiento).

(B. Aniz)

Nuestra labor diaria

La FCQ trabajó inicialmente en el conocimiento de la ecología del quebrantahuesos, con el fin de obtener información suficiente, para poder realizar una adecuada gestión, conservación y defensa de la especie y sus hábitats. Desde el comienzo nos dimos cuenta de que la conservación del quebrantahuesos no podía desarrollarse de forma ajena a los intereses sociales, incorporando la compatibilidad del desarrollo socioeconómico con la conservación de la biodiversidad.

Vigilancia de la población

La FCQ viene realizando de manera ininterrumpida desde el año 1995 la vigilancia y seguimiento de la población de quebrantahuesos en el Pirineo, ya sea con medios y financiación propia o con convenios de colaboración y asistencias técnicas con el Gobierno de Aragón. La vigilancia y seguimiento se desarrolla dentro del programa MONIREPRO y la realizan técnicos de la FCQ, que son expertos conocedores de la biología reproductora de la especie, con la ayuda de colaboradores (socios, ornitólogos y naturalistas). En 2015 se puso en marcha el Programa de Vigilancia de Áreas Críticas de Quebrantahuesos (VARCRIQ), en el que una red de voluntarios identificó y comunicaron las amenazas que pueden producirse en las Áreas Críticas de la especie para, posteriormente, proponer medidas correctoras, fundamentales para la defensa de esta especie amenazada.

Seguimiento de los ejemplares

Hasta fechas recientes se tenía muy poca información sobre parámetros básicos de las rapaces ibéricas, como son las tasas de supervivencia, causas de mortalidad y los patrones de dispersión debido a la dificultad que supone el seguimiento continuado de ejemplares (Zink, 2002; Meyburg et al., 2004). Estos parámetros son de suma importancia en el conocimiento de la ecología de poblaciones (Soulé, 1987). El estudio de la fecundidad se puede realizar directamente mediante seguimiento de los ejemplares reproductores. Sin embargo, para conocer la supervivencia o la mortalidad son necesarias aproximaciones de tipo indirecto, ya que es imposible determinar cuándo ocurren los eventos de mortalidad (Lebreton et al. 1992).

Existen diversas técnicas que permiten calcular de forma indirecta las tasas de supervivencia de los individuos sin necesidad de tener que seguirlos desde el momento de su nacimiento hasta el momento de su muerte. Estas técnicas son especialmente importantes para especies longevas como es el caso del quebrantahuesos. Para estimar los parámetros de supervivencia en el campo en condiciones naturales es preciso poder seguir a los individuos a lo largo de su vida (Lebreton et al., 1992). Para ello se hace indispensable la aplicación de técnicas de captura, marcaje y recaptura (Mech & Barber,

programa VARCRIQ
VIGILANCIA DE ÁREAS CRÍTICAS DE QUEBRANTAHUESOS

FCQ Monirepro
INVENTARIO Y SEGUIMIENTO DE LA REPRODUCCIÓN DE QUEBRANTAHUESOS

Marcaje del quebrantahuesos “Sjakel” en 2015 (P. López-López)

Marcaje del pollo “Belisa” en nido del Prepirineo aragonés en 2014 (J. A. Gil/FCQ)

Técnico de la FCQ preparando red de cañón parala captura de quebrantahuesos en el PNOMP (J. A. Gil/FCQ)

2002). El uso de estas técnicas es habitual en los programas de conservación de muchas de las especies amenazadas en España y en el caso del quebrantahuesos viene aplicándose desde mediados de los años 80.

Captura y marcaje

Se capturan pollos en nido a la edad de 80-100 días, o ejemplares de más 120 días en PAS, mediante el empleo la red de cañón o lanza redes (Gil et al., 2010). El primer quebrantahuesos anillado en España fue un pollo en nido en la Sierra de Cazorla (Jaén), un pollo de nido por Cano y Valverde en 1954. Posteriormente, se anillaron dos pollos en Canfranc y San Juan de la Peña (1974 y 1975) y cinco más en el valle de Benasque (1976 y 1980). Entre 1987 y 1993 se marcaron 16 pollos en nido en los Pirineos (Gil & Díez, 1993), uno de ellos seguía vivo (“Guara-B00”) en 2012 con 25 años (Margalida et al., 2012). A partir de 1989, el ICONA equipó los primeros 10 quebrantahuesos con emisores Very High Frequency (VHF) (Heredia & Heredia, 1991). En 1992 se recapturó el primer quebrantahuesos (“Modesto”) en un PAS de los Pirineos (Gil & Díez, 1993). Tras la aprobación del Plan de Recuperación, el Gobierno de Aragón y la FCQ continuaron con el programa de captura y marcaje de quebrantahuesos, por el cual se han marcado en los Pirineos y Picos de Europa 200 quebrantahuesos (1992-2018). En una primera fase se marcaron los primeros ejemplares con anillas (metálicas y PVC), bandas alares humerales y decoloraciones en plumas, lo que posibilitó el control y seguimiento visual directo; progresivamente, se han ido incorporando y poniendo a punto otras técnicas y dispositivos: bandas

alares patagiales (Segui et al, 2018), emisores de radio y satélite (Global Positioning System-GPS-/ Groupe Spécial Mobile-GSM-), estos últimos utilizados por primera vez con la especie en 1999 (Gil et al. 2010). El conjunto de los elementos empleados en el marcaje no supera el 3-5% del peso del animal, para minimizar los efectos de la carga adicional que supone el llevar el material del marcaje (Kenvard, 2001) y varía el peso total según se coloque emisor VHF o un emisor satélite GPS/GSM.

Programa SEGIMARC

El programa SEGIMARC por el que se realiza el seguimiento de quebrantahuesos marcados en Pirineos y la Cordillera Cantábrica surgió inicialmente de la necesidad de conocer las causas de mortalidad de la especie, aunque posteriormente la información obtenida ha sido utilizada para el desarrollo de diferentes investigaciones científicas: genética, dinámica poblacional, ecología trófica y espacial, patologías, etología, etc. Los ejemplares son detectados mediante radio-seguimiento telemétrico terrestre, aéreo, emisores satélites, observaciones visuales y cámaras de foto-trampeo.

La utilización de la tecnología satélite, que comenzó a ser utilizada con fauna en 1970 (Javed et al., 2003), está proporcionando gran cantidad de información, muy valiosa sobre los movimientos y patrones de distribución espacial de las aves y está siendo utilizada para el seguimiento de la especie en varias poblaciones: Alpes, Sudáfrica, Nepal, Córcega, Georgia, etc. Está información es completada por la aportación a través de programas de ciencia ciudadana, con el envío de observaciones visuales de colaboradores mediante diferentes plataformas digitales (web: www.quebrantahuesos.org y App).

Programa de alimentación suplementaria

En la década de los años 70 del pasado siglo XX y con el fin de mejorar el estado de conservación de los buitres, se crearon los primeros comederos artificiales para aves necrófagas en los Pirineos (Terrase, 1985). Fue durante los años 80 cuando comenzaron a funcionar los primeros PAS de quebrantahuesos en los Pirineos españoles (Gómez, 1999). Entre 1985 y 1992, el Fondo por la Defensa de la Naturaleza (FONDENA), la Asociación para la Defensa de la Naturaleza (ADENA/WWF), la Asociación de Defensa del Pirineo Aragonés (ADEPA), la Lliga per a la Defensa del Patrimoni Natural (DEPANA) y el Fondo Amigos del Buitre (FAB) realizaron diferentes actuaciones para la creación y mantenimiento de PAS de quebrantahuesos en la provincia de Huesca (Bartolomé & Vega, 2000; Gómez, 1992).

En Aragón, el primer PAS de quebrantahuesos gestionado por la administración comenzó a funcionar en 1987 en el PNOMP. Posteriormente, en la década de los años 90 se generalizó la creación de PAS de la especie a ambos lados de los Pirineos (España-Francia). Comprobada la buena aceptación de los PAS por parte de la especie, el Plan de Recuperación del Quebrantahuesos en Aragón arbitró una serie de directrices y actuaciones por las que se proporcionó alimentación suplementaria mediante

Pollo “Cares” marcado y liberado en 2016 en el PNPE (Archivo FCQ)

App del programa SEGUIMARC para el seguimiento de quebrantahuesos en los Pirineos y Picos de Europa

Punto de Alimentación Suplementaria (PAS) en el Pirineo aragonés (P. Montaner)

una red suficiente de comederos selectivos para la especie, cuyo objetivo principal era garantizar el alimento a la población de quebrantahuesos. A partir de 1995 se inició el programa de alimentación suplementaria del quebrantahuesos en Aragón y se puso en marcha una red de PAS, algunos de ellos gestionados y mantenidos por ONGs conservacionistas.

Con la crisis desatada en la UE a raíz de la extensión de la Encefalopatía Espongiforme Bovina (EEB) o crisis de las "*vacas locas*" (1996-2000), se aprobaron una serie de medidas que endurecieron el control y los sistemas de eliminación de cadáveres de las cabañas ganaderas consideradas como Materiales Especificados de Riesgo (MER). Una de las primeras fue la aprobación del Reglamento 999/2001 que identificaba los denominados Subproductos Animales No Destinados a Consumo Humano (SANDACH) en función de su riesgo para la salud pública y la sanidad animal, divididos en tres categorías: 1 para los cadáveres de vacas de más de 36 meses y ovejas y cabras de más de 18 meses, 2 para cadáveres de caballos, burros, mulas, cerdos y aves y 3 para restos aptos para consumo humano.

La FCQ viene realizando de manera ininterrumpidamente desde el año 1995 la vigilancia y seguimiento de la población de quebrantahuesos en el Pirineo

Posteriormente, se aprobó el Reglamento 1774/2002, que obligaba a retirar, transformar y destruir los cadáveres resultantes de la actividad ganadera, motivo por el que Aragón implantó en 2003 un sistema de recogida de cadáveres de 80 millones de kg de animales muertos anuales. A partir de ese momento, en Aragón comenzó a reducirse la disponibilidad de recursos tróficos para las aves necrófagas en determinados lugares, ya que se cerraron muladares, pero no por igual y de manera homogénea en todo el territorio. Hasta entonces, la Ley de Epizootias de 1954 se incumplía de manera reiterada, abandonándose los animales muertos en los muladares o en pleno campo. La aplicación de la normativa produjo a nivel nacional una reducción de hasta el 80% del alimento disponible para los buitres (Cortés-Avizanda et al., 2010).

Fue entonces cuando las ONGs conservacionistas (FCQ, SEO/BirdLife) y los sindicatos agrarios (Unión de Agricultores y Ganaderos de Aragón-UAGA- y Asociación Agraria de Jóvenes Agricultores-ASAJA-) solicitaron la modificación de los Reglamentos Comunitarios, así como la incorporación de normativa para regular la creación de una red oficial y legal de PAS para buitres en Aragón. Gracias a ello el Gobierno de Aragón aprobó el Decreto 207/2005 por el que se reguló la autorización para la instalación y uso de comederos para la alimentación de aves rapaces necrófagas y se creó la Red de Comederos de Aves Necrófagas de Aragón (RACAN).

Posteriormente, con la aprobación del Reglamento 142/2011 y el Real Decreto 1632/2011, se ampliaron las posibilidades de alimentación de las especies necrófagas de una forma más compatible con sus requerimientos ecológicos. Esta nueva normativa permitió el aporte de cadáveres enteros categoría 1, tanto en comederos vallados como fuera, en las Zonas de Protección para la Alimentación de Especies Necrófagas (ZPAEN) designadas por las CCAA. Dichas áreas incluyen explotaciones ganaderas que no estén sometidas a aprovechamiento intensivo y en las que no es necesario recoger los cadáveres siempre que se destinen a la alimentación de estas especies y se cumpla una serie de estrictos requisitos técnicos y sanitarios. En trece CCAA han aprobado normativa para la declaración de ZPAEN (Aragón Decreto 170/2013) y existen 13.113 explotaciones autorizadas, según las cifras de 2017, en las que se aportan anualmente 4000 toneladas de alimento. En ocho CCAA existen 192 comederos vallados autorizados en los que se aportan anualmente 3000 toneladas de alimento. Aragón, con 51 comederos, aporta anualmente 1500 toneladas de alimento.

Aporte de alimento en el comedero de aves necrófagas de Aínsa-Sobrarbe (J. A. Gil/FCQ)

La protección de las rapaces en España y la puesta en marcha de medidas de gestión como los comederos han favorecido la recuperación de sus poblaciones durante las últimas décadas. Actualmente, España posee más del 90% de las poblaciones de buitres de la UE (Margalida et al., 2017): 24.609-25.541 parejas de buitre leonado (Del Moral et al., 2009), 2440 parejas de buitre negro (De La Puente al., 2007), 1452-1556 parejas de alimoche (Del Moral et al., 2008) y 141 parejas de quebrantahuesos (J. A. Gil, inédito, datos de 2017).

Los comederos han asegurado al quebrantahuesos alimento predecible y limpio, contribuyendo de esta manera a una mayor tasa de supervivencia (Antor, 2001; Oro et al., 2008). Con la reducción del alimento disponible a partir de 2005 debido a la política sanitaria de la UE, se comprobó que se redujo el tamaño de puesta, el éxito reproductivo y la supervivencia del quebrantahuesos, incrementándose la mortalidad debido a una mayor exposición a alimentos contaminados (Margalida et al., 2014), aunque algunos investigadores exponen que la formación de grandes agrupaciones de aves no reproductoras en áreas de cría puede tener efectos negativos denso dependientes -la tasa de crecimiento baja cuando aumenta la densidad- (Carrete et al., 2006). Por ello, proponen cambios en la gestión de los comederos como potenciar pequeños muladares más dispersos y menos predecibles, mediante las ZPAEN, y mejorar la funcionalidad de los PAS, realizando los aportes por la mañana con piezas pequeñas para el consumo para evitar la interacciones con los buitres leonados (Moreno-Opo et al., 2015).

Técnico de la FCQ realizando aporte de alimento en un territorio de una UR de quebrantahuesos en el Pirineo aragonés (J. A. Gil/FCQ)

Mantenimiento y gestión de comederos de aves carroñeras en Pirineos y Cordillera Cantábrica

Inicialmente, la FCQ mantuvo un PAS de quebrantahuesos en Loporzano, Parque Natural de los Cañones y la Sierra de Guara, en el que aportaron unos 45.000 kg de huesos procedentes del matadero de Huesca (2001-2014). Desde 2009, mantiene y gestiona el comedero de aves necrófagas de Aínsa-Sobrarbe (Pirineos-Huesca), en el que se han aportado 150.000 kg de alimento hasta 2018. Además, en la Cordillera Cantábrica gestiona el comedero del Mirador de la Reina (PNPE), en el cual se han aportado 35.000 kg de huesos entre 2015 y 2018, procedentes de los mataderos de Margolles y Mieres (Asturias) (Programa Necrocomedero).

Alimentando a las parejas reproductoras

Los efectos de la densidad en la regulación de poblaciones, especialmente en la fecundidad, han sido bien descritos (Newton, 1998), existiendo dos hipótesis principales (Fretwell & Lucas, 1970), denso dependencia provocada por una alta proporción de ejemplares que ocupan hábitats de baja calidad en un ambiente heterogéneo (Ferrer & Donazar, 1996) o debido al ajuste individual como respuesta a un cambio de densidad dentro de hábitats de similares características. En el primer caso se conoce como la hipótesis de heterogeneidad de hábitat (Ferrer & Donazar, 1996). En situaciones de baja densidad, los individuos seleccionan hábitats óptimos que no varían mucho entre sí en calidad. La varianza de la fecundidad entre individuos es por tanto moderada. Conforme aumenta la densidad, una proporción creciente de la población se ve relegada a hábitats subóptimos y como resultado la fecundidad media disminuye. Si la población presenta regulación por heterogeneidad eso significa que algunas UR (los últimos territorios en ocuparse) tienen una producción escasa y variable entre años (Ferrer & Donazar, 1996), mientras que los territorios más antiguos sostienen una elevada producción y estable entre años. Por lo tanto, la población depende fundamentalmente del exceso de producción de los mejores territorios, estabilizándose en un sistema de fuente sumidero acoplado cuando la superproducción de los mejores territorios se equilibra con el déficit de producción de los peores (Ferrer & Donazar, 1996). Una de las causas que suele ser determinante de la calidad de los territorios es la disponibilidad de alimento, aunque no sea la única (Ferrer & Donazar, 1996).

En 1999, la FCQ desarrolló un programa experimental de alimentación suplementaria en una UR de quebrantahuesos del Pirineo aragonés. Entre 2002 y 2005, el Grup d'Estudi i Protecció del Trencalòs (GEPT) realizó una experiencia similar con varias UR, obteniendo resultados positivos, ya que consiguieron asegurar el éxito reproductor del 77% de los pollos volados en 2005 en el Pirineo catalán (Margalida, 2005). Aunque posteriormente comprobaron que, si los factores de mortalidad no natural continuaban operando, no se producía un incremento del éxito reproductor (Margalida, 2010). En 2007 la FCQ puso en marcha un programa de alimentación suplementaria específico para UR de

quebrantahuesos, sugiriendo algunos cambios con respecto a la metodología empleada por el GEPT (Báguena et al., 2006). Gracias al programa desarrollado durante doce temporadas (2008-2019) en el que se aportan 13.000 kg de alimento, posiblemente se haya mejorado la condición física y capacidad reproductiva de los territorios de baja calidad, tal y como expone Ferrer (2014).

Labores de educación ambiental

La protección del medio ambiente no sólo debe basarse en conocer la situación en la que se encuentra nuestro planeta, sino en participar decididamente a través de nuestros actos y comportamientos para poder afrontar los problemas ambientales. Mediante la educación ambiental se puede desarrollar un proceso de enseñanza de valores de protección del medio ambiente que permita un cambio de actitudes en la sensibilización y participación de la resolución de los problemas ambientales. Desde el principio, la FCQ incorporó en sus programas de conservación la educación y sensibilización ambiental, dirigida tanto adultos como a niños.

Cuento “Chorche el Quebrantahuesos”

Programa de educación ambiental
“Conoce la Naturaleza Pirenaica”

Educador ambiental de la FCQ
(J. A. Gil/FCQ)

Desde la aprobación del Plan de Recuperación del Quebrantahuesos en Aragón se ha promovido la puesta en valor la figura de la especie, relacionándose su presencia con la calidad del medio ambiente y su sostenibilidad. A lo largo de los años se han realizado diferentes programas y campañas de educación ambiental en el Pirineo, Sistema Ibérico y Cordillera Cantábrica, como la campaña "Por un Pirineo Vivo" (1998-1999) en centros educativos de Aragón (5000 escolares) (ADENA/WWF, CAI y FCQ) (Gil, 2001); el programa "Clima y Naturaleza" (2004-2019) en el Pirineo aragonés (9000 escolares) (Cabrera et al., 2006); el proyecto "Por un Pirineo Vivo" (Interreg III) en el que se creó una red de educadores ambientales hispano-francesa, se realizaron productos divulgativos comunes, programas de sensibilización transfronterizos y adaptación de centros de interpretación (Eco Museo Castillo de Aínsa) (2003-2006) (Caberera & Díez, 2007); y el Programa "Red de Escuelas por el Quebrantahuesos" (LIFE+Red Quebrantahuesos 2013-2018), una plataforma de acercamiento a la especie y al trabajo para su conservación pensada para los niños y jóvenes que conviven con el quebrantahuesos.

Iniciativas de ecoturismo

El turismo de observación de fauna y flora es una experiencia turística definida como el desplazamiento del turista, generalmente hacia áreas de alto valor ecológico, para la detección, identificación y contemplación de una o varias especies y de sus hábitats, componiendo experiencias singulares. Se ha desarrollado en la última década fruto de la evolución y especialización del ocio en los espacios naturales y es un sector creciente en el mundo y en España. La demanda potencial en Europa de observación de aves es de unos diez millones de turistas, siendo España referencia al hablar de riqueza biológica, ya que alberga 85.000 especies de seres vivos, el 54% de la biodiversidad europea. Según Birdlife Internacional, el turismo ornitológico produce 78 millones de viajes de turismo ornitológico al año, dejando un gasto total de 60.000 millones de euros en los países visitados (Fernández et al., 2007). El 20% del turismo ornitológico español se realiza en Aragón, con un gasto medio por día de 50-150€ (Santolaria & Gine, 2015),

Eco Museo Centro de Visitantes Castillo de Aínsa/Pirineos Bird Center/Parque Zoológico

Edificio propiedad del Ministerio de Educación, Cultura y Deporte, otorgado en concesión administrativa de uso a la FCQ. Centro privado promovido, gestionado y mantenido por la FCQ (pago por visita), cuyas obras se iniciaron en 1997, acabándose su rehabilitación en 2006.

Hasta la fecha, el Eco Museo ha sido visitado por unas 500.000 personas. Dispone de área de recepción e información, con servicio de visitas guiadas al medio natural, tienda de naturaleza, doce ámbitos expositivos sobre biodiversidad pirenaica con la proyección del audiovisual "Las Montañas del Quebrantahuesos" y un parque zoológico con visita guiada por un informador sobre aves rapaces incapacitadas para vivir en libertad, entre ellas un quebrantahuesos.

Página siguiente:
Quebrantahuesos "Huesos" en el parque zoológico del Eco Museo (J. A. Gil/FCQ)

Visita guiada al comedero de aves necrófagas de Aínsa-Sobrarbe (J. A. Gil/FCQ)

Exposición del Centro "Las Montañas del Quebrantahuesos" (J. C. González/FCQ)

Desde el centro se dinamizan actividades y proyectos en el territorio vinculados a la conservación, como el comedero de aves necrófagas de Aínsa; educación ambiental, mediante el Programa "Clima y Naturaleza"; desarrollo rural, con diferentes proyectos de cooperación como la iniciativa "Sobrarbe, Autóctono y Sostenible"; ecoturismo, con "Pirineos Bird Center" para la observación y fotografía de aves rapaces en la Comarca de Sobrarbe; y custodia del territorio, gracias al acuerdo con el Municipio de Aínsa-Sobrarbe.

El Centro para la Biodiversidad y el Desarrollo Sostenible "Las Montañas del Quebrantahuesos" (Benia de Onís-Asturias)

El Centro está ubicado en Benia de Onís (Asturias), a las puertas del PNPE. El centro abrió sus puertas en 2010, está financiado por el Principado de Asturias y equipado por la Obra Social 'la Caixa', se encuentra situado en un terreno propiedad del Concejo de Onís y es gestionado por la FCQ.

Inspirado en las montañas de los Picos de Europa, el centro fue concebido como un lugar abierto a la sociedad, en el que se fomenta el estudio e interés por las ciencias naturales, se promueven y desarrollan iniciativas de conservación de la naturaleza y desarrollo sostenible y se organizan actividades de sensibilización y educación ambiental.

Con los tres elementos "pastores, montañas y quebrantahuesos" como hilo conductor, una exposición permanente interpretativa e interactiva representa el entendimiento entre los procesos naturales y culturales, entre el hombre y la naturaleza, la biodiversidad y la sociedad, la innovación y la tradición de quienes, desde antaño, ocuparon estas montañas.

El Centro cuenta asimismo con un eco-laboratorio en el que el visitante puede realizar talleres ambientales y un aula de formación y encuentro para conocer de cerca la naturaleza en los Picos de Europa y los programas de conservación, destacando el programa de recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa. Desde el centro se realizan actividades de ecoturismo: salida al campo para la observación del quebrantahuesos, visitas al comedero de buitres "Mirador de la Reina", etc.

Estación Biológica Monte Perdido

Situada en la aldea de Revilla (Huesca), la "Estación Biológica Monte Perdido" (EBMP) de Revilla (Huesca), se ubica en la restaurada casa "Juan Bernad" (s. XVI), una antigua construcción de arquitectura típicamente pirenaica gestionada conjuntamente por la FCQ y la Fundación Holandesa LammerGier Fonds (LGF). La finalidad de la EBMP es el desarrollo de programas de formación, seminarios técnicos y estancias principalmente relacionadas con la biodiversidad. La EBMP se utiliza también como alojamiento de investigadores y profesionales que se dediquen al estudio de los ecosistemas de montaña. Además, se realizan actividades relacionadas con la educación ambiental, el desarrollo rural o la fotografía de naturaleza.

La singularidad de su emplazamiento, en un área de alto valor natural como es el PNOMP, convierten a este lugar en un punto de extraordinario para el estudio del patrimonio natural y la observación del quebrantahuesos, siendo uno de los mejores puntos de avistamiento de la especie en el mundo. La casa permite el alojamiento de grupos de entre 15 y 20 personas, dispone de comedor, cocina, biblioteca y sala de conferencias. Junto a la EBMP existe una micro reserva y sendero interpretado de mariposas.

Investigación al servicio de la gestión

Desde los años 80 del pasado siglo, la investigación sobre especies amenazadas no se ha limitado a trabajos descriptivos sobre su biología y ecología, sino que ha ido incorporando estudios complementados bajo la perspectiva de la biología de la conservación, una disciplina científica que estudia la pérdida de diversidad biológica a varios niveles (Soulé & Wilcox, 1980). La biología de la conservación se ocupa de la gestión de la biodiversidad con el objetivo de proteger las especies y sus hábitats de tasas excesivas de extinción, integrando contribuciones de disciplinas muy diferentes: genética, ecología, etología, biogeografía, manejo de recursos naturales, sociología, etc. Surge como respuesta a la crisis planetaria de la biodiversidad (Soulé, 1985), que ha provocado que el 18% de las aves rapaces del mundo se encuentren amenazadas, debido a la destrucción de sus hábitats, caza ilegal, envenenamiento, electrocución y cambio climático. (McClure et al. 2018). Este modelo de investigación intenta aplicar los resultados obtenidos en la mejora del estado de las especies, mediante acciones de manejo de sus poblaciones o del hábitat que ocupan.

Con la puesta en marcha del Plan de Recuperación del Quebrantahuesos en Aragón se impulsan diferentes trabajos de investigación dirigidos al servicio y aplicación de medidas de gestión: estudios sobre corrección de tendidos eléctricos (Gil, 2009), conocimiento de las perturbaciones en áreas de cría por actividades humanas (Gil, 2011), estado de la variabilidad genética (Gil et al., 2013), propuesta de alimentación suplementaria en UR (Ferrer et al., 2014), contaminación química (Mateo et al., 2015), aplicación protocolo de incubación artificial (Gil et al., 2016), estado sanitario de la población (Gil et al., 2017), nuevo protocolo de cría en cautividad asistida en aislamiento humano, etc.

Además, se ha colaborado con diversos centros de investigación y algunos de los trabajos han servido para el inicio de estudios con posibles aplicaciones al ser humano. En 2012 se colaboró con el Cincinnati Children Hospital Medical Center (Ohio), enviando muestras de quebrantahuesos (pulmón e intestino) para comparar el gen humano que controla la síntesis de la proteína CFTR, responsable de numerosas enfermedades graves como la fibrosis quística y el gen del quebrantahuesos, con el fin de obtener un tratamiento específico para la enfermedad.

Estación Biológica Monte Perdido-Revilla (Archivo FCQ)

Eclosión asistida (Archivo FCQ)

Miembros de grupos ecologistas de Aragón en el 40 Aniversario de ANSAR (2019) (Archivo/FCQ)

Firma del acuerdo de custoria del territorio entre la FCQ y el Ayuntamiento de Aínsa-Sobrarbe (2016) (Archivo/FCQ)

Defensa ambiental y custodia del territorio

La preocupación por el medio ambiente no es reciente y tiene sus precedentes en Inglaterra en donde aparecieron en el siglo XIX organizaciones como la Real Sociedad para la Protección de las Aves, que actualmente posee más de un millón de socios. Uno de los países pioneros en la conservación de la naturaleza fue Estados Unidos, con la declaración del primer Parque Nacional del mundo -Yellowstone-, en 1872, iniciativa que llegará a España medio siglo después, con la promulgación del Parque Nacional de Covadonga en 1918.

Con el desarrollo del capitalismo a nivel mundial y el agravamiento de los problemas ambientales, surgieron en los años 70 del pasado siglo diferentes organizaciones ecologistas siendo una de las más conocidas Greenpeace (1971). En España, se crearon organizaciones como la Sociedad Española de Ornitología (SEO)/BirdLife (1954) y la Asociación para la Defensa de la Naturaleza (ADENA)/WWF (1968) y, en Aragón, la Asociación Naturalista de Aragón (ANSAR) (1978). En los años 80 y con la entrada en la UE, la administración pública española comenzó a implementar medidas de conservación y protección más estrictas y surgieron nuevas organizaciones como Ecologistas en Acción. Fue en los años 90 cuando se creó la FCQ que tiene entre sus fines consolidar una institución dinamizadora de actuaciones de carácter conservacionista.

Con el fin de potenciar el desarrollo sostenible y el uso racional de los recursos naturales, la FCQ ha mostrado desde sus inicios una clara implicación en la defensa del patrimonio natural (Díez, 2015; Gil, 2015; Gil, 2018). Para ello, asesora en temas ambientales a administraciones locales, comarcales y regionales, así como a empresas públicas y privadas; está presente en plataformas ciudadanas y foros de participación ambiental (Patronatos de Espacios Naturales Protegidos); colabora y promueve la promulgación de planes y estrategias de conservación (especies y hábitats); y presenta sugerencias y denuncias de proyectos que afectan al medio ambiente.

La FCQ busca siempre la compatibilidad entre el desarrollo socioeconómico de los territorios y la conservación del medio ambiente, para lo que ha desarrollado diferentes iniciativas de custodia del territorio intentando implicar a los propietarios y usuarios del territorio en la conservación de los recursos naturales, culturales y paisajísticos.

Referencias bibliográficas

Acharya, R., Cuthbert, R., Baral, H. S. & Chaudhary, A. 2010. Rapid decline of Bearded Vultures *Gypaetus barbatus* in Upper Mustang, Nepal. Forktail 26: 117-120.
Adam, A. & Llopis, A. 2003. The Bearded vulture (*Gypaetus barbatus*): age features and moult process. Taller de Ecología. Ecologistas en Acción, Linares, Madrid.
Alcántara, M. & Díez, O. 2005. El Plan de Recuperación del Quebrantahuesos en Aragón. Naturaleza Aragonesa 14: 46-51.
Alcantara, M. & Antor. R 2005. La aplicación de un Plan de Recuperación como marco organizador de ciencia, gestión y participación. El caso del quebrantahuesos en el Pirineo aragonés. En I. Jiménez y M. Delibes (Eds.). Al borde de la extinción. Una visión integral de la recuperación de fauna amenazada en España. EVREN. Evaluación de Recursos Naturales. Valencia. España.
Aldezabal, A. 2001. El sistema de pastoreo del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Interacciones entre la vegetación supra forestal y los grandes herbívoros. Consejo de Protección de la Naturaleza (Ed.). 317 pp.
Antigona, S. 2010. La Tierra vista como exoplaneta: Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, v. 27, núm. 2, p. 374-385.
Andersson, D.J. 1990. Evolution of obligate siblicide in boobies. 1. A test of the insurance-egg hypothesis. Am. Nat. 135: 334-35.
Albarède, F. 2009. Volatile accretion history of the terrestrial planets and dynamic implications. Nature , 461, 1227-1233.
Antor, R., Gil, J. A., Lorente, L., Díez, O. & Báguena, G. 2000. Observaciones de quebrantahuesos en España fuera de los Pirineos. Quercus, 168: 10-14.
Antor, R. 2001. Conservation strategies for the recovery of the Bearded Vulture in North-Eastern Spain during 1998-2000. In A. Sakoulis, M. Probonas & S.K. Xirouchakis. Proccedings of the 4th Bearded Vulture Workshop 1998, pp. 21-30. Irakleio; Crete, Greece.
Antor, R. 2003. El impacto del veneno en la población no reproductora de quebrantahuesos. Quercus 112: 14-20.
Antor, R., Gil, J. A., Báguena, G., Díez, O. & Lorente, L. 2003. Recovery Plan of the Bearded Vulture in Northeastern Spian (LIFE98 NAT/E/005296). En Proccedings 5th Bearded Vulture Workshop, 14-18 december 2001, Aínsa, Aragón, Spain: 5-13. Gobierno de Aragón, Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos.
Antor, R., Margalida, A. & Heredia, R. 2004. Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*). En A. Madroño, A., C. González & J. C. Atienza (Eds.). Libro Rojo de las Aves de España. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
Antor, R., Alcántara, M. & Gil, J. A. 2005. Evolución de la fracción preadulta de la población pirenaica de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*): resultados de 10 años de censos simultáneos (1994-2003) y propuesta para el periodo 2004-2007. Revista de Anillamiento, 15: 17-20.
Antor, R.J., Margalida, A., Frey, H., Heredia, R., Lorente, L. & Sesé, J. A. 2007. First breeding age in captive and wild Bearded Vultures *Gypaetus barbatus*. *Acta Ornithologica*, 42: 114-118.
Anon, 2015. Continuing mortality of vultures in India associated with illegal veterinary use of diclofenac and a potential threat from nimesulide. Oryx 50: 104-12. doi: 10.1017/S003060531500037X.
Aragües, A. & Lucientes, J. 1980. Fauna de Aragón: Las Aves. Ed. Guara Editorial. Zaragoza. 1980.
Arribes, O. 2004. Fauna y paisaje de los Pirineos en la Era Glaciar. Lynx Edicions, Barcelona.
Arroyo, B. & Razin, M. 2006. Effect of human activities on bearded vulture behaviour and breeding success in French Pyrenees. Biol. Conserv. 128: 276-284.
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.
Ascaso J. C. & Gil, J. A. 2010. Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*). En Blas Molina, Javier Prieta, Juan Antonio Lorenzo y Carlos López-Jurado. Noticiario Ornitológico. Ardeola 57(2): 525.
Barrau, C., Clouet, M. & Goar, J.L. 1997. Deux jeunes gypaets barbu (*Gyapetus barbatus meridionalis*) a l'envol dans une aire des monts du Bale (Ethiopie).
Blanco, J.M., Báguena, G., Gil, J. A., Alcantara, M., Suárez, A., Ruíz, J.F. & Bernabé, J. 2010. Comenzando a investigar algunas patologías implicadas en la mortalidad neonatal y juvenil del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en el espectro de las unidades reproductoras con baja o nula productividad del Pirineo central (Aragón). En posters XX Congreso Español de Ornitología. Tremp, del 4 al 8 de diciembre de 2010: 105. SEO/BirdLife.
Báguena, G., Otero, P., Rodríguez-Rey, L., Rollán, M., Sánchez-Castilla, E. & Tirado, L. 2004. Resurgir de la extinción. Ambienta 38: 43-48.
Báguena, G., Ruíz, C. & Elorriaga, J. 2006. Plan de alimentación suplementaria dirigida a territorios deficientes de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Aragón. Informe inédito. FCQ y Gobierno de Aragón.
Báguena. G., Sánchez-Castilla, E. & Antor, R. 2007. Criterios para la reintroducción de una especie amenazada: el quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa. Madrid. Organismo Autónomo de Parques Nacionales.
Báguena, G. 2009. Un centro de referencia mundial para la cría del quebrantahuesos. Natural de Aragón nº 35: 12-13.
Báguena, G., Laguía, R., Martín, D. González, J. S. y González, J. 2010. Picos de Europa recibe a sus dos primeros quebrantahuesos. Quercus, 295: 58-59.
Baral, H. S., Giri, J. B. & Virani, M. Z. 2004. On the decline of Oriental Whitebacked Vultures *Gyps bengalensis* in lowland Nepal. Pp.215-219 in R. D. Chancellor & B.-U. Meyburg, eds. Raptors worldwide. Berlin & Budapest: World Working Group on Birds of Prey and Owls & MME/Birdlife Hungary.
Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O., Swartz, B., Quental T.B., Marshall, C., McGuire, J.L., Lindsey, E.L., Maguire, K.C., Mersey, B. & Ferrer EA. 2011. "Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?". Nature. 471(7336): 51-57.
Barclay, J.H. 1987. Augmenting wild populations. In: Giron, B.A., Millsap, B.A., Cline, K.W. & Bird, D.M. (Eds.). Raptor Management Techniques Manual: 239-247. Natl. Wildl. Fed., Washinton, D.C.
Bartolome, J. & Vega, I. 2000. Gran fauna ibérica insular 6 el quebrantahuesos. WWF/Adena. Debate Editorial.
Belmonte, A. 2003. Guía geológica del Pirineo. Editorial Pirineo.
Berthold, P. 1967. Über Haftfarben bei Vögeln: Rostfärbung durch Eisenoxid beim Bartgeier (*Gypaetus barbatus*) und bei anderen Arten. Zoologische Jahrbücher Systematik 93: 507-595.
Berny, P., Vilagines, L., Cugnasse, J. M., Mastain, O., Chollet, J. Y., Joncour, G. & Razin, M. 2015. Vigilance Poison: Illegal poisoning and lead intoxication are the main factors affecting avian scavenger survival in the Pyrenees (France). Ecotoxicology and Environmental Safety, 118: 71-82.
Bertran, J. & Margalida, A. 1999. Copulatory behavior of the Bearded vulture. *Condor*, 101: 161-164.
Bertrán, J. & Margalida, A. 2002. Territorial behavior of bearded vultures in response to griffon vultures. *Journal of Field Ornithology*, 73 (1): 86-90.
Bertran J. & Margalida, A. 2003. Male-male mountings in polyandrous Bearded Vultures *Gypaetus barbatus*: An unusual behaviour in raptors. *J. Avian Biol.* 34: 334-338.
Bertrán, J. & Margalida, A. 2004. Interactive behaviour between bearded vultures *Gypaetus barbatus* and comnon ravens *Corvus corax* in the nesting sites: predation risk and kleptoparasitism. *Ardeola*, 51 (2): 269-274.
Bertran, J. & Margalida, A., 2005. Actividad sexual en el quebrantahuesos: cópulas frecuentes y vigilancia de la pareja como estrategias para proteger la paternidad. Pp.

39-47. En: Margalida, A., Heredia, R. (Eds.). *Biología de la conservación del Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en España.* Naturaleza y Parques Nacionales. Serie técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.

Bertran, J., & Margalida, A. 2006. Reverse mountings and copulatory behavior of polyandrous Bearded Vulture trios. Wilson Journal of Ornithology, 118: 254-256.

Bertran, A., Margalida, A. & Arroyo, B. E. 2009. Agonistic behaviour and sexual conflict in atypical reproductive groups: the case of bearded vulture *Gypaetus barbatus* polyandrous trios. *Ethology*, 115: 429-438.

Bennett, A.T. & Cuthill, I.C. 1994. Ultraviolet vision in birds: What is itsfunction? Vision Res. 34.

Bevanger, K. 1998. Biological and conservation aspects of birds mortality causes by electricity power lines: a review. Biol. Conserv., 86: 67-76.

Bijeleveld, M. 1974. Birds of prey in Europe. Mac Millan Press Ltd. London and Basingstore.

Brightsmith, D., Hilburn, J., del Campo, A., Boyd, J., Frisius, M., Frisius, R., Janik, D. & Guillen, F. 2005. The use of hand-raised psittacines for reintroduction: a case study of scarlet macaws (*Ara macao*) in Peru and Costa Rica. Biological Conservation 121: 465–472.

Birkhead, T. R. & Møller, A. P. 1992. Sperm Competition in Birds. London: Academic Press.

BirdLife International, 2015. European Red List of Birds. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

BirdLife International, 2017. *Gypaetus barbatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T22695174A118590506. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T22695174A118590506.en

BirdLife International, 2018. Species factsheet: *Gypaetus barbatus*. Downloaded from http://www.birdlife.org on 06/12/2018. Recommended citation for factsheets for more than one species: BirdLife International (2018) IUCN Red List for birds. Downloaded from http://www.birdlife.org on 06/12/2018.

Bond, W. 1993. Keystone species.ln Biodiversity and Ecosystem Function. (Ed Shulze y Mooney).

Borger, L., Dalziel, B. D. & Fryxell, J. M. 2008. Are there general mechanisms of animal home range behaviour? A review and prospects for future research. *Ecol Lett*, 11: 637-650.

Boudoint, Y. 1976. Techniques de vol el cassage d'os chez le gypaète barbu *Gypaetus barbatus*. Alauda, 44: 1-21.

Boudoint, Y. 1978. Incubaction du Gypaete barbu *Gypaetus barbatus* dan les Pyrenees. Alauda 46: 95-97.

Burtt, E. H., 1979. Tips on wings and other things. In: The behavioral significance of color: 75-110 (E. H. Burtt, Ed.). Garland STPM Press, New York.

Burtt, E. H., 1981. The adaptiveness of animal colors. BioScience, 31: 723-729.

Burtt, E. H. & Ichida, J. M. 1999. Occurrence of feather-degrading bacilli in the plumage of birds. Auk, 116: 364-372.

Burnett, L.J., Sorenson, K.L., Brandt, J., Sandhaus, E.A., Ciani, D., Clark, M., David, Ch., Theule, J., Kasielke, S. & Risebrough, R.W. 2013. Eggshell thinning and depressed hatching success in California Condors reintroduced to Central California. The Condor 115 (3): 477-491.

Bustamante, J. & Hiraldo, F. 1990. Adoptions of fledglings by black and red kites. Anim. Behav. 39: 804-806.

Blasco, I., Longares, L.A. & Gil, J. A. 2014. Análisis de la afección del deporte de escalada en la biología reproductora del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en el Pirineo central (Aragón-España). Geographicalia 66: 5-19. Universidad de Zaragoza.

Brown, L. H. 1977. Status, population, structure and breeding dates of the African Lammergeier (*Gypaetus barbatus meridionalis*). Raptor Research 11: 49-58.

Brown, L.H., Urban, E.K & Newman, K. 1982. The birds or Africa. Volume I London: Academic Press.

Brown, C.J. 1988. A Study of the Bearded Vulture *Gypætus barbatus* in Southern Africa. Tesis doctoral. Universidad de Natal. Sudáfrica.

Brown, C.J. & Plug, I. 1990. Food choice and diet of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* en Southern Africa. S. Afr. J. Zool., 25(3): 169-177.

Brown, C.J. 1990. Breeding biology of the Bearded Vulture in Southern Africa, Part I-III: The nestling period. Ostrich 61.

Brooke, M. de L., Hanley, S & Laughlim, S.B. 1999. The scaling of eye size with body mass in birds. Precceding of the Royal Society Biological Sciences 266: *405-412*.

Cabrera, M., Castillón, V. Díez, O., Faure, J. & López, F. 2006. Conoce la Naturaleza de Aragón. III jornadas de educación ambiental de la Comunidad Autónoma de Aragón. CIAMA (Zaragoza).

Cabrera, M. & Díez, O. 2007. Programa por un Pirineo Vivo. El quebrantahuesos tiende puentes. Especial Aragón Quercus: 4-7.

Carwardine, M. 2008. Animal Records. Sterling. p. 124.

Canut, J., García, D., Heredia, R. & Marco, J. 1987. Estatus, características ecológicas, recursos alimenticos y evolución del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en la vertiente Sur de los Pirineos. Acta Biológica Montana 7: 83-99.

Cano, C. De La Bodega, D., Ayerza P. & Mínguez, E. 2016. El veneno en España Evolución del envenenamiento de fauna silvestre (1992-2013). Informe SEO/BirdLife y WWF/Adena. Madrid. 48 pp.

Camarero, J.J., Guerrero-Campo, J., & Gutierrez, E. 1998. Tree-Ring Growth and Structure of *Pinus uncinata* and *Pinus sylvestris* in the Central Spanish Pyrenees**.** Arctic and Alpine Research, 30(1): 1-10.

Carrete, M., Donazar, J. A. & Margalida, A. 2006. Density-dependent productivity depresión in pyrenean Bearded Vultures: implications for conservation Ecological Applications 16(5): 1674-1682.

Carrete, M., Dónazar, J. A., Margalida, A. & Bertran, J. 2006. Linking ecology, behaviour and conservation: does habitat saturation changes mating system in bearded vultures? Biology Letters 2: 624-627.

Caussimont, G., Hunot, M. & Mariette, P. 1995. A bathing Lammergeier. In Frey, H., Kurzweil J. & Bijleveld, M. (Eds). Bearded Vulture. Annual report 1995. FCBV, Wassenaar, Netherlands, p. 53.

Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M. & Palmer, T.M. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. Science Advances. Vol. 1, no. 5, e1400253 DOI: 10.1126/sciadv.1400253.

Chapman, A.D. 2009. Numbers of living species in Australia and the world. http://www.environment.gov.au/science/abrs/publications/other/numbers-living-species/contents

Comin, F. & Martínez Rica, J. P. 2007. Los Pirineos en el contexto de las montañas del mundo: rasgos generales y peculiaridades. Pirineos, 162: 13-41, Jaca.

Collias, N.E. & Collias, E.C. 1984. Nest building and Bird Behaviour. Princeton University Press.

Colomer, M.A., Margalida, A., Sanuy, D. & Pérez Jiménez, M.J. 2011. A bio-inspired computing model as a new tool for modeling ecosystems: The avian scavengers as a case study. Ecological Modelling, 222 (1): 33-47.

Cooper, J. 2002. Birds of prey: health and disease. Blackwell Science, Oxford.

Cortés-Avizanda, A., Carrete, M. & Donázar, J. A., 2010. Managing supplementary feeding for avian scavengers, guidelines for optimal design using ecological criteria. Biol. Conserv. 143, 1707-1715.

Cramp, S. & Simmons, K. E. L. 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.

Daily, G.C., Matson, P.A. & Vitousek, P.M., 1997. Ecosystem services supplied by soil. ln Nature's Services: Societal Dependence Qn Natural Ecosystems. Island Press.

Da Silva, J.M. & Vickery, P.D. 2002. Birds. En: Perrow, M.R. & Davy, A.J. (Eds.) Handbook of Ecological Restoration: **376-387**. Cambridge University Press. Cambridge.
Del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. 1994. Handbook of the Birds of the World. Vol. 2: New World Vultures to Guineafowl. Lynx Edicions, Barcelona.
Del Moral, J. C. 2009. El buitre leonado en España. Población reproductora en 2008 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.
Del Moral, J. C. 2009. El alimoche común en España. Población reproductora en 2008 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.
De la Puente, J., Moreno-Opo, R. & Del Moral, J. C. 2007. El buitre negro en España. Censo Nacional (2006). SEO/BirdLife. Madrid.
Díez, O. & Tarrueya, J. 2005. Acciones de apoyo a la ganadería extensiva de ovino en la Peña Montañesa (Pirineo Oscense). Pequeños Rumiantes Vol. 6. Nº 1: 30-31.
Díez, O. 2015. Esta realmente protegida la Red Natura 2000 en Aragón. Quercus 349.
Dijkstra, C., Vuursteen, L, Daan, S. & Massman, D. 1982. Clutch size and lay date in the Kestrel (*Falco tinnunculus L.*): the effects of supplementary food. *Ibis* 127: 100-110.
DNPWC 2015. Vulture Conservation Action Plan for Nepal (2015-2019). Department of National Parks and Wildlife Conservation, Ministry of Forests and Soil Conservation, Government of Nepal, Kathmandu.
Donázar, J. A. & Ceballos, O. 1990. Acquisition of food by fledgling Egyptian Vultures *Neophron percnopterus* by nest-switching and acceptance by foster adults. Ibis 132: 603-617.
Donázar, J. A., Hiraldo, F. & Bustamante, J. 1991. Informe Final del Proyecto Regeneración de Hábitats de Especies Amenazadas en el P.N. de Cazorla, Segura y las Villas. Censo y Seguimiento del Quebrantahuesos *(Gypaetus barbatus)* y Plan de Reintroducción. Estación Biológica de Doñana-CSIC. Sevilla. Informe inédito.
Donazar, J. A. 1993. Los Buitres Ibéricos. Biologia y conservación. J.M. Reyero Editor. Madrid.
Donázar, J. A., Margalida, A., Bustamante, J., Hernández, F., Romero-Pujante, M., Antor, R.J., García, D., Campión, D. & Heredia, B. 2005. Aplicación de modelos predictivos en la selección del cortado de nidificación por el quebrantahuesos en los Pirineos: cambios a largo plazo (1991-2002): 139-152. En A. Margalida & R. Heredia (Eds.). Biología de la Conservación del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en España. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.
Donázar J. A., Margalida A. & Campión D. 2009. Vultures, feeding stations and sanitary legislation: A conflict and its consequences from the perspective of conservation biology. Sociedad de Ciencias Aranzadi.
Duchateau, S. 2016. Étude du comportement de coloration chez le Gypaete barbu. Bilan 2016. Groupe Ornithologique des Pyrénées et de l'Adour (GOPA).
Duke, G. E. 1997. Gastrointestinal physiology and nutrition in wild birds. Proc. Nutr. Soc. 56, 1049-1056.
Ehrlich, P. R. & Ehrlich, A. H. 1981. Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species. Random House, New York.
Elósegui, I. 1989. Vautour fauve (*Gyps fulvus*), Gypaete barbu (*Gypaetus barbatus*), Percnoptere d'Egypte (*Neophron percnopterus*): Synthèse bibligraphique et recherches. *Acta Biologica Montana*. Serie documents de travail 3.
Emlen, S. T. 1991. The evolution of helping. I. An ecological constraints model. Am. Nat. 119, 29-39.
Evans, I.M., Love, J. A. Galbraith, C.A. & Pienkowski, M.W. 1994. Population and range restoration of threatened raptors in the United Kingdom. En: Meyburg, B.-U. & Chancellor, R. D. (Eds.). Raptor Conservation Today: 447-457. WWGBP / The Pica Press.
Fasce., P., Fasce, L. & Torre, J. 1989. Census and observations on the biology or the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) on the island of Corcisa. In: Meyburg, B.U. I Chancelor, R.D. (Eds.) Raptors in the modern worl. P: 335-339. Berlin: WWGb.
Fasce, P. & Fasce, L. 2011. First polygynous trio of Beardded vulture (*Gypaetus barbatus*). J. Raptor Res. 46 (2): 216-219.
FCQ, 1999. Quebrantahuesos electrocutado. Quercus 166: 6.
FCQ, 1999. Estrategia para la recuperación del quebrantahuesos. En: Gobierno de Aragón, Departamento de Medio Ambiente (Eds.). Primer catálogo aragonés de buenas prácticas. Iniciativas para un desarrollo sostenible en Aragón: 73-77.
FCQ, 2004. Proyecto borda iniciativas para el desarrollo rural a través de la conservación de la naturaleza. En: Gobierno de Aragón, Departamento de Medio Ambiente (Eds.). II catalogo aragonés de buenas prácticas ambientales: 105-110.
Ferguson-Lees., J. & Christie, D. 2001. Rapaces del mundo. Guía de identificación. Omega.
Fernández, C. & Azcona, P. 2002. Tendidos eléctricos y medio ambiente en Navarra. Ed. Gobierno de Navarra. Medio Ambiente.
Fernández, N., Kramer-Schadt, S. & Thulke, H. 2006. Viability and risk assessment in species restoration: planning reintroductions for the wild boar, a potential disease reservoir. Ecology and Society 11(1): 6 [online] http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art6/
Fernández A., Ceballos B., Carmona Arteaga & Maynar, M. 2007. El Turismo ornitológico en España como modalidad emergente. Organización interna de la actividad y caracterización de la demanda. 42 Papers de Turisme. Generalitat Valenciana. Conselleria de Turisme.
Ferrer, M. & Negro, J.J. 1992. Tendidos eléctricos y conservación de aves en España. Ardeola, 39: 23-28.
Ferrer, M. 1993. Natural Adoption of Feldglings by Spanish Imperial Eagles (*Aquila adalberti*). J. Orn. 134: 334-337.
Ferrer, M. & Donazar, J. A. 1996. Density-dependent fecundity by habitat heterogeneity in an increasing population of Spanish imperial eagles. Ecology 77: 69-74.
Ferrer, M., Otalora, F. & Garcia-Ruiz, J.M. 2004. Density-dependent age of first reproduction as a buffer mechanism affecting persistence of small populations. Ecological Applications 14, 616-624.
Ferrer, M.; Newton, I. & Pandolfi, M. 2009. Small populations and offspring sex ratio deviations in eagles. Conserv Biol. 23(4): 1017-25. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01215.x.
Ferrer, M.; Newton, I., Muruel, R., Baguena, G., Bustamante, J., Martini, M. & Morandini, V. 2014. Using manipulation of density-dependent fecundity to recovera n endangered species: the bearded vulture *Gypaetus barbatus* as an example. Jorunarl of Applied. Doi: 10.1111/1365-2664.12308.
Frey, H. & Roth-Callies, N. 1994. Zur Genese der Haftfarbe (Rostfärbung durch Eisenoxid) beim Bartgeier, *Gypaetus barbatus*. Egretta, 37: 1-22.
Frey, H. & Llopis, A. 1998. Situación actual del proyecto de reintroducción del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Alpes. En: Chancellor, R. D. Meyburg, B-U. & Ferrero, J.J. (Eds.). Holartic birds of Prey: 395-403. ADENEX-WWGBP.
Frey, H. & Zink, R. 2001. The International Reintroduction Project of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) into the Alps: How it Woks and Perspectives. En: Sakoulis, A., Probonas M. & Xirouchakis, S. (Eds.). Proceedings of the 4th Bearded Vulture Workshop: 69-76. Irakleio, Crete, Creece.
Fretwell, S.D. & Lucas, H.L. 1970. On territorial behaviour and other factors influencing habitat distribution in birds, theoretical development. Acta Biotheoretica 19: 16-36.
Forero, M.G., Donázar, J. A. & Hiraldo, F. 2002. Causes and fitness consequences of territory change and breeding dispersal distance in the Black Kite. Ecology 80: 1298-1310.
Forsman, D. 2016. Identificación en vuelo de aves rapaces de Europa, África del Norte y Oriente Medio. Editorial Omega.
Forslund, T. & Part, T. 1995. Age and reproduction in birds-hypotheses and tets. Trends in Ecology an Evolution 10: 347-378.

Frost, B.J., Wise, L.Z., Morgan, B. & Bird, D. 1990. Retinotopic representation of the bifoveate eye of the kestrel (*Falco spraverius*) on the optic tectum. Vis Neurosci 5.
Gavashelishvili, A. & Mcgrady, M. J. 2007. Radio-satellite telemetry of a territorial bearded vulture *Gypaetus barbatus* in the Caucasus. Vulture News, 56: 4-13.
Galligan, T. H., Amano, T., Prakash, V. M., Kulkarni, M., Shringarpure, R., Prakash, N., Ranade, S., Green, R. E. & Cuthbert, R. J. 2014. Have population declines in Egyptian vulture and red-headed vulture in India slowed since the 2006 ban on veterinary diclofenac? Bird Conserv. Internatn. 24: 272-281.
García, C.B., Insausti, J. A., Gil, J. A., De Frutos, A., Alcántara, M., González, J. Cortés, M.R., Bonafonte, J.I. & Arruga, M.V. 2009. Comparison of different procedures of DNA analysis for sex identification in the endangered Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*). European Journal of Wildlife Research 55: 309-312.
García, C., Gil, J. A., Alcantara, M., González, J., Cortés, M.R., Bonafonte, J.L. & Arruga, M.V. 2012. The present Pyrenean population of bearded vulture (*Gypaetus barbatus*): Its genetic characteristics. J. Biosci. 37 (4): 1-6.
García-Ripollés, C., López-López, P. & Urios, V. 2011. Ranging behaviour of non-breeding Eurasian Griffon Vultures *Gyps fulvus*: a GPS-telemetry study. *Acta Ornithologica*, 46 (2): 127-134.
García-Jiménez, R., Pérez-García, J.M. & Margalida, A. 2018. Drivers of daily movement patterns affecting an endangered vulture flight activity. BMC Ecol 18:39. https://doi.org/10.1186/s12898-018-0195-7.
Garzón, J. 1973. Contribución al estudio del status, alimentación y protección de las falconiformes en España central. Ardeola 19: 280-330.
Generalitat de Valencia 2018. Gaceta del Crebalos. Reintroducción del quebrantahuesos en el Maestrazgo nº 1. Generalitat de Valencia.
Gil, J. A. & Díez, O. 1991. Relación de espacios de interés para las aves silvestres según los criterios de la CEE: Sobrarbe. Informe inédito.
Gil, J. A. & Díez, O. 1993. Dispersión juvenil del Quebrantahuesos en el Pirineo. Quercus 91: 13-16.
Gil, J. A. & Díez, O. 1995. Ocho nuevos quebrantahuesos liberados en los Alpes durante 1994. Quercus 108: 18.
Gil, J. A. & Díez, O. 1998. Estudio de las posibilidades de asentamiento del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en la Comunidad Autónoma de la Rioja. Consejeria de Desarrollo Autonómico, Administraciones Públicas y Medio Ambiente. Informe inédito.
Gil, J. A. 2001. Los Pirineos, el último refugio de los quebrantahuesos. Naturaleza Aragonesa nº 7: 46-49.
Gil, J. A. 2002. Quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* Lammergier. En: Woutersen K. & Grasa M. (Eds.). *Parque Nacional de Ordesa & Monte Perdido. Atlas de las aves/ Atls of the birds:* 63-64 pp. Huesca. Natura Aragón, Ministerio de Medio Ambiente, Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón.
Gil, J. A., Lorente, L. Díez, O. & Báguena, G. 2004. El quebrantahuesos: rey de las montañas. Revista Humus, diciembre 2004: 27-29.
Gil, J. A., Báguena, G., Díez, O., Lorente, L. & Alcántara, M. 2005. Los cazadores ayudan a conservar al quebrantahuesos en Aragón. Quercus 230: 10-11.
Gil, J. A., Alcántara, M. & Grasa, M. 2005. Fotografía y filmación de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Aragón. Naturaleza Salvaje 18: 40-46.
Gil, J. A., Longares, L.A., Chéliz, G. Lorente, L. Báguena, G. & Díez, O. 2005. Radio-seguimiento de un quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) reproductor en el Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara (Aragón, España). Lucas Mallada 12: 75-88.
Gil, J. A. 2007. Programa de acciones para la recuperación del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en el Sistema Ibérico Oriental (Aragón-España) 1998-2006. BAYLÍAS Miscelánea del Centro de Estudios del Maestrazgo Turolense.
Gil, J. A. & De Frutos, A. 2008. Revisión de los envenenamientos de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Pirineos (España) 1994-2007. En actas del seminario mortalidad por intoxicación en aves necrófagas. Problemática y soluciones: 49-65. Aínsa, Huesca. Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón y Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (FCQ).
Gil, J. A. 2009. Evaluación de riesgos de colisión y electrocución de los tendidos eléctricos de las ZEPA del ámbito de aplicación del Plan de Recuperación del Quebrantahuesos en Aragón. Pirineos 164: 165-172. Jaca.
Gil, J. A., Díez, O., Lorente, L., Báguena, G., Chéliz, G. & Ascaso, J. C. 2009. On the trail of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*): world distribution and population. Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (FCQ). Zaragoza.
Gil, J. A., Díez, O., Báguena, G., Lorente, L., Pérez, C., Losada, J. A. & Alcantara, M. 2010. Juvenile dispersal of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) in the Pyrenees (Spain-France). Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (FCQ). Huesca.
Gil, J. A., Lagares, J. L. & Alcántara, M. 2010. Seguimiento radio-telemétrico de buitre leonado (*Gyps fulvus*) en el Sistema Ibérico Oriental (Aragón- España). *Revista Teruel*, 92 (I) 2008-2009: 139-164.
Gil, J. A. Gil, Báguena, G. Blanco, J.M., Ascaso, J. C., Alcántara, M. & Martínez, J.M. 2011. Reproducción de un cuarteto de Quebrantahuesos en los Pirineos. Quercus 302: 45-46.
Gil, J. A. 2011. Impacto de las actividades humanas en las zonas de cría del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Pirineos. Naturaleza Aragonesa nº 27, pp.: 16-21.
Gil, JA. 2011. Primer quebrantahuesos criado en cautividad se reproduce en libertad en los Pirineos. Quercus 309: 44-45.
Gil J. A. 2012. Quebrantahuesos. *Gypaetus barbatus*. Pp. 166-167. En: Del Moral, J. C., Molina, B., Bermejo, A., Palomino, D. (Eds.). *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/ BirdLife, Madrid. 816 pp.
Gil, J. A. 2013. Carne a la venta con el plus de beneficiar al quebrantahuesos. Quercus 326: 14-15.
Gil, J. A. 2013. Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*). En Blas Molina, Javier Prieta y Juan Antonio Lorenzo. Noticiario Ornitológico. Ardeola 60(1): 167.
Gil, J. A., Ascaso, J. C., Chéliz, G. & López-López, P. 2013. Usurpación de nidos de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) e interacciones interespecíficas por la ocupación del nido en el Pirineo central (Aragón). Rocín Vol. VII: 31-42. Anuario Ornitológico de Aragón.
Gil, JA., Alcántara, M. & Arruga, V. 2013. Confirman la salud genética del Quebrantahuesos en Pirineos. Quercus 324: 12-13.
Gil, J. A., Chéliz, G., Ascaso, J. C. & Pérez, C. 2013. Disponibilidad trófica del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en las unidades de pastoreo del Pirineo aragonés. Revista Centro de Estudios del Sobrarbe nº 13: 235-247.
Gil, J. A. & Chéliz, G. 2014. Fracasos en la reproducción del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) por predación en el Pirineo central (Aragón). Lucas Mallada 16: 119-123. Huesca.
Gil, J. A. & Jarne, J.L. 2014. La usurpación de nidos entre quebrantahuesos. Quercus 342: 46.
Gil, J. A., Baguena, G., Sánchez-Castilla, E., Antor, R., Alcántara, M. & López-López, P. 2014. Home range and movements of non breading bearded vultures tracked by satellite telemetry in the Pyrenees. *Ardeola*, 61 (2): 379-387.
Gil, J. A. & Ascaso J. C. 2015. Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*). En Blas Molina, Javier Prieta y Juan Antonio Lorenzo y Carlos López Jurado. Noticiario Ornitológico. Ardeola 62(2): 519.
Gil, J. A. 2015. Freno en Aragón a la inversión destinada en tendidos eléctricos. Quercus 352.
Gil, J. A., Báguena, G. Blanco, J.M. & Alcántara, M. 2016. Huevos con dataloggers para el quebrantahuesos en Pirineos. Quercus 364: 14-15.

Gil, J. A., Pérez, C & López-López 2017. Áreas de campeo de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) reproductores en el Pirineo central (Aragón-España). AODA Vol. VIII: 31-45.
Gil, J. A., Blanco, J.M. & Alcántara, M. 2017. Estado sanitario de pollos de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en el Pirineo central (Aragón-España). AODA Vol. VIII: 47-58.
Gil, J. A., Ascaso, J. C.& Chéliz, G. 2017. Casos de parasitismo entre quebrantahuesos. Quercus nº 375: 60.
Gil, J. A. Chéliz, G., Zuberogoitia, I. & López-López. 2017. "First cases of polygyny for the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in the central Pyrenees" BirdSutdydoi: 10.1080/00063657.2017.139304
Gil, J. A., Chéliz, G & González, J. C. 2018. Cuándo inician el comportamiento de rotura de huesos los quebrantahuesos *Gypaetus barbatus.* Revista de Anillamiento nº 37: 6-12.
Gil, J. A. 2018. Ha mejorado el abetal de Laspuña tras la tala de 2016. Quercus 383.
Giri, J. B. 2013. Population of Bearded Vultures *Gypaetus barbatus* in lower Mustang, Nepal. Ibisbill 2:114-118.
Greenwood, P. J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. Animal behaviour, 28(4): 1140-1162.
Griffith, B., Scott, J.M., Carpenter, J.W. & Reed, C. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. Science, 245: 477-480.
Grubac, B.R. 1987. Teh biology of Lammergeier (*Gypaetus barbatus aureus*). Documento técnico inédito.
Grubac, B.R. 1990. Bradan *Gypaetus barbatus*. Sarajevo.
Gómez, D. García, M.B. Font Castell, X. & Aizpuru Oiarbide, I. 2017. Distribución especial y análisis ambiental de la flora vascular de los Pirineos. Pirineos, 172, e028. Doi: http://dx.doi.org/10.3989/pirineos.2017.172003.
Gómez de Segura, A., Martínez, J. & M., Alcántara, M. 2012. Population size of the endangered Bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Aragón (Spain): an approximation to the Pyrenean population. *Ardeola*, 59 (1): 43-55.
Gómez, D., 1992. Comportamiento del quebrantahuesos en los cebaderos artificiales. Quercus, 79: 27-32.
Gómez, D. 1995. Rompederos del quebrantahuesos en el Pirineo español. *Quercus 108: 19-21.*
Gómez, D. 1999. Pájaro de barro. Prames ediciones, Zaragoza.
Grubac, B. 1990. *Gypaetus barbatus*. Sarajevo.
Hackett, S.J., Kimball, R.T., Reddy, S., Bowie, R.C., Braun, E.L., Braun, M.J., Chojnowski, J.L., Cox, W.A., Han, K., Harshman, J., Huddleston, C.J., Marks, B.D., Miglia, K.J., Moore, W.S., Sheldon, F.H., Steadman, D.W., Witt, C.C. & Yuri, T. 2008. A Phylogenomic Study of Birds Reveals Their Evolutionary History. Science, 320(5884), 1763-1768. DOI: 10.1126/science.1157704.
Hebert, P. N. 1988. Adoption behaviour by gulls: a new hypothesis. Ibis, 130: 216-220.
Heredia, R. 1988. Inventario de la población española de quebrantahuesos y sus áreas de cría. ICONA Informe inédito.
Heredia, R. & Donázar, J. A. 1990. High frequency of polyandrous tríos in an endangered population of lammergeiers *Gypaetus barbatus* in northern Spain. Biol. Conserv. 53, 163-171.
Heredia, R. & Heredia, B. (Eds.) 1991. *El quebrantahuesos* (*Gypaetus barbatus*) en los Pirineos. Características ecológicas y biología de la conservación. Colección Técnica. Instituto para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
Heredia, R. & Razin, M. 1999. Ecology and Conservation of the Bearded Vultures: The case of Spanish and French Pyrenees. In A. Sakoulis, M. Probonas & S. Xirouchakis (Eds.): Proceedings of the 4th Bearded Vulture Workshop 1998, Irakleio. (35).
Heredia, R. & Margalida, A. 2001. Status breeding parameters and conservation measures in the Spanish Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) population. In a. Sakoulis, M. Probonas & S. Xirouchakis (Eds.): Proceedings of the 4th Workshop of the Bearded Vulture: 51-57. Irakleio: Natural History Museum of Crete, University of Crete.
Heredia, R. 2005. Status y distribución del quebrantahuesos en España y diagnóstico de la situación de la población en la UE: 21-37. En A. Margalida, A. & R. Heredia, (Eds.). Biología de la Conservación del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en España. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.
Hernández, M. 2001. Informe Anual sobre el Grado de Intoxicación de la Fauna en España, 1990-2001. Grupo de Trabajo de Ecotoxicología. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. Informe inédito.
Hernández, M. 2003. Vuelve la amenaza de los venenos. El futuro del quebrantahuesos en los Pirineos. Quercus 203: 24-29.
Hernández, M. 2005. Efectos de la contaminación por pesticidas organoclorados en el quebrantahuesos. Pp. 175-188. En: Margalida, A., Heredia, R. (Eds.). Biología de la conservación del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en España. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.
Hernández, M. & Margalida, A. 2009. Assessing the risk of lead exposure for the conservation of the endangered Pyrenean bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) population. Environmental Research, 109: 837-842.
Hernandez, M. & Margalida, A. 2010. Hematology and bloddd chemistry reference vales and agerelated changues in wild Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*). Journal of Wildlife Diseases, 46(2): 390-400.
Hernández, M. 2016. Aplicaciones del estudio de la ultraestructura y composición de la cáscara de los huevos de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en la conservación de la especie. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
Hernández, M., Colomer, M.A., Pizarro, M. & Margalida, A. 2018. Changes in eggshell thickness and ultrastructure in the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) Pyrenean population: A long-term analysis. Science of the Total Environment 624: 713-721. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.12.150.
Hills, T.T. 2006. Animal foraging and the evolution of goal-directed cognition. *Cognitive Sci.*, 30: 3-41.
Hirzel, A.H., Bertrend, P., Oggier, P. A., Crettenad, Y., Glenz, C. & Arlettaz, R. 2004. Ecological requirements of reintroduced species and the implications for release policy: the case of the bearded vulture. Journal of Applied Ecology 41: 1103-1116.
Hiraldo, F., Delibes, M. & Calderón, J. 1979. *El quebrantahuesos Gypaetus barbatus (L.).* Sistemática, Taxonomía, Biología, Distribución y Protección. Monografías, 22. Instituto para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
Hemborg, C. & Lundberg, A. 1998. Costs of overlapping reproduction and moult in passerine birds: an experiment with the Pied Flycatcher. Behav Ecol Sociob 43:19-23.
Houston, D.C. 1973. The ecology of Serengeti vultures *Gyps africanus* and Gyps ruppellii as scavengers. Jounal Zool. 172: 35-46.
Houston, D.C., & Copsey, J. A. 1994. Bone digestion and intestinal I morphology of the Bearded Vulture. 1 *Raptor Res.* 28: 73-78.
Houston, D.C. 1999. Ecology and conservation of vultures: the peculiarity of the Bearded Vulture. Proceedings of Bearded Vulture Workshop*:* 23-27. 21-24 November 1998, Iraklio, Crete.
Houston, D. 2001. Vultures & condors. Stillwater, Minnesota: Worldlife Library, Voyager Press.
Houston, D.C. 2006. Reintroduction programmes for vulture species. En: Houston, D.C. & Piper, S.E. (Eds). Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations. 14-16 November 2005, Thessaloniki, Greece. Natural History Museum of Crete & WWF Greece. 176 pp.
ICONA, 1986. Lista Roja de vertebrados de España. MAPA. Madrid.
ICONA. 1990. Directrices para la elaboración de Planes de Recuperación de Quebrantahuesos. Informe inédito.

Jakosky, B. 1999. La búsqueda de vida en otros planetas. Cambrige University Press. ISBN 848323081X.
Jenkins, K. D., Hawley, D. M., Farabaugh, C. S. & Cristol, D. A., 2001. Ptilochronology reveals differences in condition of captive white–throated sparrows. Condor, 103: 579-586.
Jenny, D. Kéry, M., Trotti, P & Bassi, E. 2018. Philopatry in a reintroduced population of Bearded Vultures *Gypaetus barbatus* in the Alps Journal of Ornithology Volume 159: 507-515. https://doi.org/10.1007/s10336-017-1528-6
Katzner, T.E., Lai, C.H, Gardner, J.D. Marc Foggin, J.M, Pearson, D. & Smith, A.T. 2004. Adjacent nesting by Lammergeier *Gypaetus barbatus* and Himalayan Griffon *Gyps himalayensis* on the Tibetan Plateau, China. Forktail 20: 94-95.
Kenward, R.E. 2001. A manual of wildlife radio tagging. Academic Press, London.
Kimball , R.G., Parquer, P.P. & Bednarz, J. C. 2003. Ocurrence and evolution of cooperatibve bredding among the diurnal raptors (Accipitridae and Falconidae). Auk 120: 717-729.
Klein R.G. 2009. The Human Career: Human Biological and Cultural Origins, 3rd ed. University of Chicago Press.
Krüger, S. 2007. Polyandrous trio in the southern African Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus meridionalis*). Vulture News 57. 60-61.
Krüger, S.C., Allan, D.G., Jenkins, A.R. & Amar, A. 2013. Trends in territory occupancy, distribution and density of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus meridionalis* in southern Africa. Bird Conserv Int 24: 162-177.doi:10.1017/S0959270913000440.
Krüger, S., Reid, T. & Amar, A 2014. Differential Range Use between Age Classes of Southern African Bearded Vultures *Gypaetus barbatus.* PLoS One 9(12): e114920. doi: 10.1371/journal.pone.0114920.
Krüger, S. & Amar, A. 2018. Lead Exposure in the Critically Endangered Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) Population in Southern Africa. J. Raptor Res. 52(4):491-499.
Layna, J. R. & Rico, M. 1991. Incidencia de molestias humanas sobre territorios de nidificación de quebrantahuesos: vigilancia de nidos. *In*: R. Heredia, R. y Heredia, B. (eds.) El Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Pirineos. Colección Técnica ICONA, Madrid, pp. 109-115.
Lawton, J. & Brown, V. 1993. Redundancy in ecosystems. In Biodiversity and Ecosystem Function. (Ed Shulze y Mooney).
Laybourne, R. C. 1974. The Wilson Bulletin (Wilson Ornithological Society) 86 (4): 461-462.
Lebreton, J.D., Burnham, K.P., Clobert, J. & Anderson, D.R. 1992. Modeling survival and testing biological hypothesis using marked animals: a unified approach with case studies. Ecological Monographs 62: 67-118.
López-López, P., Gil, J. A. & Alcántara, M. 2011. Morphometrics and sex determination in the endangered Bearded vulture (*Gypaetus barbatus*). *Journal of Raptor Research*, 45 (4): 361-366.
López-López, P. Zuberogoitia, I., Alcantara, M. & Gil, J. A. 2013. Philopatry, natal dispersal, first settlement and age of first breeding of bearded vultures *Gypaetus barbatus* in central Pyrenees. Bird Study 60, 555-560.
López-López, P., Benavent-Corai, J., García-Ripolles, C. & Urios, V. 2013. Scavengers on the Move: Behavioural Changes in Foraging Search Patterns during the Annual Cycle. *PLoS ONE*, 8(1): e54352. doi:10.1371/journal.pone.0054352.
López-López, P., Gil, J. A. & Alcántara, M. 2014. Post-fledging dependence period and onset of natal dispersal in Bearded vultures (*Gypaetus barbatus*): new insights from GPS satellite telemetry. *Journal of Raptor Research*, 48 (2): 173-181.
López-López, P., Garcia-Ripolles & C., Urios, V. 2014. Food predictability determines space use of endangered vultures: implications for management of supplementary feeding. Ecological Applications, 24: 939-949.
López-López, P., Gil, J. A. & Jiménez, J. 2015. Reintroducción del Quebrantahuesos en el Maestrazgo. Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural. Generalitat de Valencia. Informe inédito.
López-Sepulcro, A. & Kokko, H. 2005. Territorial defense, territory size and population regulation. Am. Nat. 166, 317-329.
Lorente, L., Gil, J. A., Díez, O., Antor, R., Báguena, G. & Guiral, J. 1995. Aragón desarrolla un plan regional para recuperar el Quebrantahuesos. Quercus 118: 44-45.
Lorente, L. 1996. Disponibilidad de recursos alimenticios para el quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en el Pirineo aragonés. *Lucas Mallada*, 8: 109-119.
Lorente, L., Díez, O., Castillón, V., Sampietro, Lorente, L., Díez, O., Castillón, V., Sampietro, J. & Pelayo, E. & Alcántara, M. 2002. Estudio de la situación actual de la red de muladares y vertederos en relación con la conservación de las aves carroñeras en Aragón. Bases técnicas para la creación de la red de comederos de aves carroñeras en Aragón. Departamento de Mediom Ambiente. Informe inédito.
Lorente, L. 2010. Sierra de Guara: quebrantahuesos con sello humano. *Quercus*, 292: 16-23.
Llopis, A. & Frey, H. 2005. La cría en cautividad del Quebrantahuesos y su problemática. En A. Margalida y R. Heredia (Ed.). Biología de la Conservación del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en España: 279-304. Madrid. Organismo Autónomo de Parques Nacionales.
Llopis, A. 2017. Se cumplen 30 años del regreso del quebrantahuesos a los Alpes. Quercus 374: 42-43
Johnson, M. L. & Gaines, M. S. 1990. Evolution of dispersal: theoretical models and empirical tests using birds and mammals. Annu. Rev. Ecol. Syst. 21, 449-480.
McClure, C. J., Westrip, J. R., Johnson, J. A., Schulwitz, S. E., Virani, M. Z., Davies, R., & Buij, R. 2018. State of the world's raptors: Distributions, threats, and conservation recommendations. Biological Conservation 227.
Margalida, A. & Bertran, J. 1996. Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) ingiriendo sus propias egagrópilas. *Butlletí del Grup Català d'Anellament*, 13: 49-51.
Margalida, A., Bertran, J., García, D. & Heredia, R. 1997. Observaciones sobre el periodo de incubación del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Pirineos. *Ecología*, 11: 439-444.
Margalida, A. & Bertran, J. 1997. Dieta y selección de alimento de una pareja de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Pirineos durante la crianza. Ardeola 44: 191-197.
Margalida, A., García, D. & Bertran, J. 1997. A possible case of a polyandrous quartet in the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*). *Ardeola,* 44 (1): 109-111.
Margalida, A., García, D. & Heredia, R. 1997. Estimación de la disponibilidad trófica para el quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Cataluña (NE España) e implicaciones sobre su conservación. *Doñana Acta Vertebrata*, 24 (1-2): 235-243.
Margalida, A. & García, D. 1999. Nest use, interspecific relationships and competition for nests in the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) in the Pyrenees: influence on breeding success. Bird Study 46:224-229.
Margalida, A. & Bertan, J. 2000. Breeding behaviour of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*): minimal sexual differences in parental activities. *Ibis*, 142: 225-234.
Margalida, A., García, D., Bertran, J. & Heredia, R. 2000. Breeding biology and success of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) in the eastern Pyrenees. Ibis 145: 244-52.
Margalida, A. & Bertran, J. 2000. Nest-building behaviour of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*). *Ardea*, 88: 259-264.
Margalida, A. & Bertran, J. 2001. Function and temporal variation in use of ossuaries by bearded vultures (*Gypaetus barbatus*) during the nestling period. *Auk*, 118 (3): 785-789.
Margalida, A. & García, D. 2002. Pla de Recuperació del trencalos a Catalunya: biologia i conservació. Documents dels Quaderns de medi ambient núm 7. Generalitat de Catalunya.

Margalida, A., García, D., Bertran, J. & Heredia, R. 2003. Breeding biology and succes of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus)* in the eastern Pyrenees. Ibis 145: 244-252.

Margalida, A., Bertran, J., Heredia, R. & Boudet, J. 2004. Hatching asynchrony, sibling aggression and cannibalism in the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*. *Ibis*, 146: 386-393.

Margalida A. 2005. Se aporta alimento en Cataluña para ayudar al quebrantahuesos en 2005 en doce territorios de cría. Quercus, 233: 7.

Margalida, A. & Bertran, J. 2005. Territorial defence behaviour of Bearded vultures *Gypaetus barbatus* against conspecifics and heterospecifics. *Ethology, Ecology & Evolution*, 17: 51-63.

Margalida, A. & Heredia, R. 2005. Biología de la conservación del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en España. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid, España.

Margalida, A. & Bertran, J. 2005. El cuidado biparental en el quebrantahuesos. Pp. 73-84. En: Margalida, A., Heredia, R. (Eds.). *Biología de la conservación del Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en España.* Naturaleza y Parques Nacionales. Serie técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.

Margalida, A., Bertrán, J. & Heredia, R. 2005. Asincronía de eclosión y agresión fratricida: estrategias adaptativas de la reducción de pollada en el quebrantahuesos. Pp. 85-95. En: Margalida, A., Heredia, R. (Eds.). *Biología de la conservación del Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en España.* Naturaleza y Parques Nacionales. Serie técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.

Margalida, A., Ecolan, S., Boudet, J., Martínez, J. M., Heredia, R. & Bertran, J. 2006. A solar-powered transmitting video-camera for monitoring cliff-nesting raptors. *Journal of Field Ornithology*, 77: 7-12.

Margalida, A., García, D. & Cortés, A. 2007. Factors influencing breeding density of bearded vultures, Egyptian vultures and Eurasian griffon vultures in Catalonia (NE Spain): management implications. Animal Biodiversity and Conservation, 42: 189-200.

Margalida, A., Negro, J. J. & Galván, I. 2008. Melanin-based color variation in the Bearded Vulture suggests a thermoregulatory function. *Comparative Biochemistry and Physiology, A-Molecular & Integrative Physiology*, 149 (1): 87-91.

Margalida, A. 2008. Presence of bone remains in the ossuaries of bearded vultures Gypaetus barbatus: storage or nutritive rejection? Auk, 125: 560-564.

Margalida, A. 2008. Bearded vultures (*Gypaetus barbatus*) prefer fatty bones. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 63(2): 187-193.

Margalida, A., Heredia, R., Razin, M. & Hernández, M. 2008. Sources of variatios in mortality of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in Europe. Bird Conservation International 18:1-10.

Margalida, A., Donazar, J. A., Bustamante, J., Hernández, F. & Romero-Pujante, M. 2008. Application of a predictive model to detect long-term changes in nest-site selection in the Bearded Vultures: conservation in relation to territory shrinkage. Ibis, 150: 242-249.

Margalida, A., Bertran, J., & Heredia, R. 2009. Diet and food preferences of the endangered bearded vulture *Gypaetus barbatus*: a basis for their conservation. *Ibis*, 151 (2): 235-243.

Margalida, A. 2010. Supplementary feeding during the chick-rearing period is ineffective in increasing the breeding success in the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*). European Journal of Wildlife Research, 56: 673-678.

Margalida, A. & García, D. 2011. Usurpación intraespecífica de nidos por Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Cataluña (NE de España). Ardeola 58(2), 2011, 303-308.

Margalida, A., García, D. & Bertrán, J. 2012. Els Voltors a Catalunya. Biologia, conservació i sintesi bibliográfica. Documents dels Quaderns de medi ambient núm 7. Generalitat de Catalunya. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Margalida, A. & Colomer , M.A. 2012. Modelling the effects of sanitary policies on European vulture conservation. Scientific Reports Volume 2: 753. DOI: 10.1038/srep00753.

Margalida, A. & Marin-Arroyo, A.B. 2013. Dietary habits in the endangered Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* from Upper-Pleistocene to modern times in Spain: a paleobiological conservation perspective. Bird Conservation International, 23: 469-476.

Margalida, A., Arlettaz, R. & Donazar, J. A. 2013. Lead Ammunition and Illegal Poisoning: Further International Agreements Are Needed to Preserve Vultures and the Crucial Sanitary Service They Provide. Environmental Science & Technology, 47 (11): 5522-5523.

Margalida, A., Colomer, M.A. & Oro, D. 2014. Man-induced activities modify demographic parameters in a long-lived species: effects of poisoning and health policies. Ecological Applications.

Margalida, A., Pérez-García, J.M., Alfonso, I. & Moreno-Opo, R. 2016 Spatial and temporal movements in Pyrenean bearded vultures (*Gypaetus barbatus*): Integrating movement ecology into conservation practice. *Sci. Rep.* **6**, 35746; doi: 10.1038/srep35746 (2016).

Margalida, A., Pérez-García, J.M., Moreno-Opo, R. 2017. European policies on livestock carcasses management did not modify the foraging behavior of a threatened vulture. Ecol Indic. 80: 66-73.

Margalida, A. & Villalba, D 2017. The importance of the nutritive value of old bones in the diet of Bearded vultures *Gypaetus barbatus*. Scientific Reports volume 7, Article number: 8061. Doi: 10.1038/s41598-017-08812-2.

Margalida, A., Pérez-García, J. A. & Moreno-Opo, R. 2017. European policies on livestock carcasses management did not modify the foraging behavior of a threatened vulture. Ecological Indicators Volume 80: 66-73https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.048

Margalida, A., Jiménez,J. Martínez, J.M., Sesé, J. A., Heredia, R. García, D., Llamas, A., Razin, M. Bonada, A., Moreno-Opo, R. Pérez, J.M., Colomer, M.A. & Arroyo B. 2018. Viabilidad poblacional del quebrantahuesos en Pirineos: efectos de la normativa sanitaria en la demografía y uso del espacio. Jornada. Ecología trófica y espacial de las aves necrófagas. Implicaciones para su conservación. Escuela Politécnica Superior (Huesca).

MaMing, R. & Xu, G. 2015. Status and threats to vultures in China. Vulture News 68. Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, China. http://dx.doi.org/10.4314/vulnew.v68i1.1.

Mateo, R., Vallverdú-Coll, N. &, Ortiz-Santaliestra, M.E. 2013. Intoxicación por munición de plomo en aves silvestres en España y medidas para reducir el riesgo. Ecosistemas 22(2): 61-67. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-2.10.

Mateo, R., Sánchez-Barbudo, I. S., Camarero, P. R. & Martínez, J. M. 2015. Risk assessment of bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) exposure to topical antiparasitics used in livestock within an ecotoxicovigilance Framework. Science of the Total Environment, 536: 704-712.

Márquez C., Villafuerte R., Vargas J.M. & Fa J.E. 2013. Understanding the propensity of wild predators to illegal poison baiting. Animal Conservation 16 (1), p. 118-129.

Martín, D. Longares, L.A. & Valderrabano, J. 2009. Ganaderia extensiva y conservación de la biodiversidad en la montaña cantábrica. Pastrores de Biodiversidad. FCQ y Fundación Biodiversidad

Mech, D. & Barber, M. 2002. A critique of Wildlife radio-tracking and its use in National Parks. A report to the U.S. National Parks Service. The Raptor Center, 1920 Fitch Ave., University of Minnesota.

Meyburg, B.U.; Gallrdo, M.; Meyburg C. & Dimitrova, E. 2004. Migrations and sojourn in Africa of Egyptian vultures (*Neophron percnopterus*) tracked by satellite. J. Ornithol 145: 273-280.

Molina, B., Pietra, J. & Lorenzo, J. A. 2018. Noticiario ornitológico. Ardeola 65(2): 325-326.
Mongeot, F. 2004. Breeding density, cuckoldry risk and copulation behavior durng the fertile period in raptors: a comparative analysis. Animal Behavior 67: 1067-1076.
Monsarrat, S., Benhamou, S., Sarrazin, F., Bessa-Gomes, C. & Bouten, W. 2013. How Predictability of Feeding Patches Affects Home Range and Foraging Habitat Selection in Avian Social Scavengers? PLoS ONE, 8(1): e53077. doi:10.1371/journal.pone.0053077
Morales-Reyes, Z., Pérez-García, J.M., Moleón, M., Botella, F., Carrete, M., Lazcano, C., Moreno-Opo, R., Margalida, A., Donázar, J. A. & Sánchez-Zapata, J. A. 2015. Supplanting ecosystem services provided by scavengers raises greenhouse gas emissions. Scientific Reports 5: 7811. DOI: 10.1038/srep07811.
Moreno-Opo, R., Trujillano, A., Arredondo, A., González, L.M. & Margalida, A., 2015. Manipulating size, amount and appearance of food inputs to optimize supplementary feeding programs for European vultures. Biol. Conserv. 181, 27-35.
Naidoo, V. & Swan, G.E., 2009. Diclofenac toxicity in Gyps vulture is associated with decreased uric acid excretion and not renal portal vasoconstriction.comp biochem physc 149: 269-74.
Negro, J. J. & Torres, M.J. 1999. Genetic variability and differentiation of two Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* populations and implications for reintroductions projects. Biological Conservation 87: 249-254.
Negro, J.J., Villarroel, M., Tella, J. L., Kuhnlein, U., Hiraldo, F., Donazar, J. A. & Bird, D. M. 1996. DNA fingerprinting reveals a low incidence of extra-pair fertilizations in the lesser kestrel. Animal Behaviour, 51, 935-943.
Negro, J. J., Margalida, A., Hiraldo, F. & Heredia, R. 1999. The function of cosmetic coloration of bearded vultures: when art imitates life. Animal Behaviour, 58: F14-F17.
Negro, J.J. & Grande, J. M. 2001. Territorial signalling; a new hypothesis to explain frequent copulation in raptorial birds. Animal Behaviour, 62, 803-809.
Newbold, T., Hudson, L.N., Arnell, A.P, Contu, S., De Palma, A., Ferrier, S., Hill, S.L.L., Hoskins, A.J., Lysenko, I., Phillips, H.R.P., Burton, V.J., Chng, C.W.T., Emerson, S., Gao, D. & Pask-Hale, G. 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. Science, 353 (6296) pp. 288-291. ISSN 0036-8075.
Newton, I. 1979. Population ecology of raptor. Berkhamsted: T.i.A.D. Poyser.
Newton, I. 1991. The role of recruitment in population regulation. Proc. Intern. Ornithol. Congr. 20, 1689-1699.
Newton, I. 1992. Experiments on the limitation of bird numbers by territorial behaviour. Biol. Rev. 67, 129-173.
Newton, I. 1998. Population limitation in birds. Academic Press, London.
Oro, D., Margalida, A., Carrete, M., Heredia, R. & Donazar, J. A. 2008. Testing the Goodness of Supplementary Feeding to Enhance Population Viability in an Endangered Vulture. PLoS ONE 3(12): e4084. doi:10.1371/journal.pone.0004084.
Ostermann, O.P. 1998. The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. Journal of Applied Ecology 35: 968-973.
Prakash. V., Bishwakarma, M. C., Chaudhary, A., Cuthbert, R., Dave, R., Kulkarni, M., Kumar, S., Paudel, K., Ranade, S., Shringarpure, R. & Green, R. E. 2012. The population decline of Gyps vultures in India and Nepal has slowed since veterinary use of diclofenac was banned. PLoS One 7(11): e49118. DOI: 10.1371/journal.pone.0049118.
Pennycuik, C.J. 1973. The soaring flight of vultures. In Bird, pp. 38-45. W.H. Freeman and Company, San Francisco.
Pedrocchi, C. 1987. Fauna ornítica del Alto Aragón occidental. Monografías del Instituto Pirenaico de Ecología (C.S.I.C.). Jaca, nº 1.
Pierotti, R. 1980. Spite and altruism in gulls. Am. Nat., 115: 290-300.
Poole, A. 1982. Breeding ospreys feed fledglings that are not their own. Auk, 99: 781-784.
Quercus, 2017. Comienza a incubar tres parejas de quebrantahuesos fuera de Pirineos, una en Picos de Europa y dos en Cazorla. Quercus 373: 39.
Quercus 2019. Liberación experimental de dos quebrantahuesos en el Maestrazgo. Quercus 395: 64.
Ratcliffe, D. 1993. *The Peregrine Falcon*. T & AD Poyser. London.
Reig Ferrer, A. 2008. Cincuenta años de protección legal del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en España. Revista de la Asociación Cultural Monte Irago nº 21: 58-62.
Reyes, R. 2011. La eliminación del plomo como munición requiere mucha paciencia. Red Life nº 30: 18-19.
Reymond, L. 1995. Spatial visual acuity of the eagle Aquila audax: Abehavioural, optical and anatomical investigation. Visión Res 25.
Riccardi, A.C. 2008. Vida en la Tierra. Ciencia Hoy 18 (103): 7-21.
Rico, J. 2011. Campos de Vida. Biodiversidad y producción agraria en el medio rural. Desarrollo rural y conservación de especies en peligro en Picos de Europa. La ganadería le viene bien al quebrantahuesos: 32-41. SEO/BirdLife, FEADER y Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
Romero, M., Hernández, F.J. & Padial, J.M. 2001. Programa de reintroducción del quebrantahuesos en Andalucía: Estudios de Viabilidad. Tragsa. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla. Informe inédito.
Roscales, J.L., Saéz, M., Blánquez, E., Ferrer, M., Gil; J. A. & Jiménez, B. 2009. Evaluación no destructiva de la exposición al plomo en rapaces amenazadas en parques nacionales: el águila imperial (*Aquila adalberti*) y el quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*). En L. Ramírez & B. Asensio (Ed.). Proyectos de investigación en parques nacionales: 2005-2008: 215-228. Madrid. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid, España.
Rudge, J. F., Kleine, T. & Bourdon, B. 2010. Broad bounds on Earth's accretion and core formation constrained by geochemical models. Nature Geoscience volumen 3: 439-443. Doi:10.1038/NGEO872.
Ruxton, G. D. & Houston, D. C. 2004. Obligate vertebrate scavengers must be large soaring fliers. J. Theor. Biol., 228: 431-436.
Sánchez-Castilla, E., Báguena, G. & Longares, L. 2006. Análisis preliminar del haábitat potencial del quebrantahuesos en los Picos de Europa. Locustella 3. Anuario de la Naturaleza de Cantabria: 27-40.
Sánchez-Castilla, E., Gil, J. A., Longares, L.A. & Alcántara, M. 2008. Hábitat potencial para el quebrantahuesos en áreas de antigua distribución del Sistema Ibérico oriental (Aragón). Xiloca. Revista del Centro de Estudios del Jilóca 36: 85-96.
Sánchez Zapata, J. A. 2012. Buitres y servicios ecosistémicos: investigación aplicada a la conservación de la biodiversidad y los procesos. Revista Eubacteria n 22 ISSN-1697-0071/
Santolaria L. & Giné H. 2015. Estudio del perfil de la demanda del turismo ornitológico en el Prepirineo oscense. Cuadernos de Estudios Empresariales, 23, 107-131.
Seddon, P.J., Armstrong, D.P. & Maloney, R.F. 2007. Developing the science of Reintroduction Biology. Conservation Biology 21: (Online Early at: http://www.blackwell-synergy.com/toc/cbi/0/0).
Segui, A., Belda, A. Mojica, P.M. & Zaragoza, M.B. 2018. Effectiveness of the use of patagial wing tags for griffon vultures (*Gyps fulvus*) in Spain. Arxius de Miscel·lània Zoològica, 16: 255–270.
Serrano, D. & Tella, J. 2003. Dispersal within a spatially structured population of lesser kestrels: the role of spatial isolation and conospecific attraction. J. Anim. Ecol. 72: 400-410.
Sese J. A., Antor, R., Alcántara, M., Ascaso, J. C. & Gil J. A. 2005. La alimentación suplementaria en el quebrantahuesos: estudio de un comedero del Pirineo occidental aragonés. En A. Margalida y R. Heredia (Ed.). Biología de la Conservación del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en España: 279-304. Madrid. Organismo Autónomo de Parques Nacionales.

Sese J. A. 2011. Los plumajes del Quebrantahuesos. In: Lacasa M (ed). El libro de las rapaces. Photodigiscoping S.C.P, Barcelona, pp 10-25.
Simmons, R.E. 1988. Offspring quality and evolution of cainism. Ibis 130: 339-197.
Simón, M.A., Llopis, A., Carrasco, A.L., Godino, A., Bautista, F. Romero, M.D., Hernández, F.J., Del Barco, M. Macías, E. & Hortelano, M.A. 2005. El Proyecto de Reintroducción del quebrantahuesos: resultados del Centro de Cría de Guadalentín. En: Margalida, A. & Heredia, R. (Eds.). Biología de la Conservación del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en España: 153-163. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid.
Simón, M.A., Couto, S., Lucio Carrasco, A., García-Baquero, M.J., Godino, A., Gutiérrez, J.E., Hernández, F., Jiménez, E., Liñán, M., López, M., Padial, J.M., Salamanca, J. C., Bautista, F., Del Barco, M., Cabrera, L. & Macías E. 2007. The reintroduction of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in Andalusia, southern Spain. Vulture News 56: 29-40.
Silva, R., Afán, I., Gil, J. A., Bustamante, J. 2017. Seasonal and circadian biases in bird tracking with solar GPS-tags. PLoS ONE 12: e0185344.
Suetens, W. 1974. Otra breve nota sobre alimentación de *Gypaetus barbatus*. *Ardeola*, 19: 347.
Soria, M.A. & Guil, F. 2017. Primera aproximación general al impacto provocado por la electrocución de aves rapaces: incidencia sobre las aves e impacto económico asociado. 7º Congreso Forestal Español, Plasencia. Volumen 5. Gestión de fauna: conservación y aprovechamiento.
Soule, M. E. & Wilcox, B. 1980. Conservation Biology: An evolutianary-ecological perspective. Sinauer. Sunderland.
Soule, M. E. 1985. What is conservation biology? BioScience, 35: 727-734.
Soulé, M.E. 1987. Viable populations for conservation. Cambridge University Press, New York, USA.
Symes, A., Taylor, J., Mallon, D., Porter, R., Simms, C. & Budd, K. 2015. The Conservation Status and Distribution of the Breeding Birds of the Arabian Peninsula. Cambridge, UK and Gland, Switzerland: IUCN, and Sharjah, UAE: Environment and Protected Areas Authority.
Switek, B. 2012. Rise of the feathered dinosaurs. Nature.
Taggart, M. A., K. R. Senacha, R. E. Green, R. Cuthbert, Y. V. Jhala, A. A. Meharg, R.Mateo & D. J. Pain. 2009. Analysis of nine NSAIDs in ungulate tissues available to Critically Endangered vultures in India. Environmental Science and Technology 43: 4561-66.
Tarrueya, J., Gil, J. A. & Alcantara, M. 2005. Biodiversidad, plaguicidas y quebrantahuesos. Natural de Aragón 22: 30-33.
Tavares, J. 2018. Annual bearded vulture meeting 2018-Conclusions.VCF, Fundación Gypaetus y Junta de Andalucía.
Terrasse, J.F.; Terrasse, M., & Boudoint, Y. 1960. Observations sur la reproduction du Vautour fauve, du Percnoptere et du Gypaete barbu dans les Basses-Pyrenees. Alauda, 28: 241-257.
Terrasse, J. F., Terrasse, M. & Boudoint, Y. 1961. Observations sur la reproduction du Voutour Fauve, du Percnoptère et du Gypaète barbu dans les Basses-Pyrénées. *Alauda*, 29: 1-24.
Terrasse, J. F. & Terrasse, M. 1974. Comportement de quelques rapaces nécrophages dans les Pyrénées. *Nos Oiseaux*, 356: 289-299.
Terrasse, J. F. 1985. The effects of artificial feeding on griffon, bearded and egyptian vultures in the Pyrenees. I.C.B.P. Technical Publication, 5: 429-430.
Terrasse, J.F. 2004. El Quebrantahuesos. Barcelona: Ediciones Omega.
Tirado, L & Rollán M. 2003. Evaluación de la peligrosidad para la avifauna y propuesta de medidas correctoras, en las líneas eléctricas de los picos de europa y su entorno. Proyecto Life02 NAT/E/8624 Recuperación del Quebrantahuesos en los Picos de Europa Acción A2. Informe inédito.
Tucker, V.A. 2000. The deep fovea, sideways vision and spiral flight paths in raptors. J Exp Biol. 203 Pt 24.
Tulsi R. Subedi, 2017. Differential home range size on different age class bearded vulture *Gypaetus barbatus* in the Himalaya of Nepal. Universiti Sains Malaysia.
Torreorgaz, G. 2006. Por primera vez en España se reintroduce el quebrantahuesos. Quercus, 245: 6-7.
Toone, W.D. & Wallace, M.P. 1994. The extinction in the wild and reintroduction of the California condor *(Gymnogyps californianus*). En*:* Olney, P.J.S., Mace, G.M. & Feistner, A.T.C. (Eds.). Creative Conservation; Interactive Management of Wild and Captive Animals: 411-419. Chapman and Hall. New York.
Villar, L. 1999. Espacios Naturales Protegidos del Pirineo. Ecología y Cartografía. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Serie: Conservación.
Vitousek, P.M. 1994. Beyond global warming: ecology and global change. Ecology 75 (7): 1861-1876.
Wallace, M. P., Clark, M., J. Vargas, J. & Porras, C. 2007. Release of puppe-treared California Condors in Baja California: Evaluation of a modified rearing technique. Pages 227-242 *in* California Condors in the 21st Century (A. Mee and L.S. Hall, Eds.). Series in Ornithology, no. 2. American Ornithologists' Union and Nuttall Ornithological Club, Washington, D.C.
Wilson, E.O. 1984. Biophilia. Harvard University Press.
Wobeser, G. A. 2006. Essentials of disease in wild anials. Blackwell Publishing, Ames.
Wolf, C.M., Griffith, B., Reed, C. & Temple, S.A. 1996. Avian and mammalian translocation: update and reanalysis of 1987 survey data. Conservation Biology 10(4): 1142-4454.
Yanes, M. & Suarez, F. 1996. Incidental nest predation and lark conservation in an Iberian semiarid shrubsteppe. Conservation Biology 10: 861-867.
Xirouchakis, S. 1998. Dust bathing in the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*). J. Raptor Res. 32(4): 322.
Zink, R. 2002. Dispersal and survival of Bearded Vultures in the Alps. Which habitats are suitable. Results of the Internacional Bearded Vulture monitoring. En: LPO FIR (Ed.). Actes du Colloque Internacional "Conservation des Populations de Gypaète barbu". París. LPO: 95-100.
Zink, R. & Izquierdo, D. 2011. Annual Report 2010. International Bearded vulture Monitoring (IBM). Hohe Tauern National Park / Owl- and Raptor Centre Haringsee. Austria.
Zuberogoitia, I., González-Oreja, J. A., Martínez, J. E., Zabala, J., Gómez, I. & López-López, P. 2013. Foraging movements of Eurasian griffon vultures (Gyps fulvus): implications for supplementary feeding management. Eur. J. Wildlife Res., 59: 421-429.
Zuberogoitia, I., Gil, J. A., Martínez, J. E., Erni, B., Aniz, B. & López-López, P. 2016. The flight feather moult pattern of the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*). Journal of Ornithology 157 (1): 209-217.

Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (FCQ)

La Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (FCQ) es una Organización No Gubernamental (ONG) privada sin ánimo de lucro, declarada de utilidad pública, inscrita en el registro de Fundaciones del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM) (nº 500001) y constituida en el año 1995. Se dedica a promover y desarrollar proyectos de seguimiento ambiental, investigación, gestión, defensa ambiental, sensibilización, difusión, ecoturismo, desarrollo rural, cooperación local-regional y custodia territorio con el quebrantahuesos y otras especies amenazadas de montaña. Su principal objetivo es velar por la recuperación del quebrantahuesos y sus hábitats naturales dentro de los territorios de distribución actual e histórica, así como promover actitudes de respeto por los valores ligados a la conservación de la biodiversidad, para conseguir un desarrollo sostenible en él territorio: social, económico y ambiental.

Sede Central:
Pza. San Pedro Nolasco nº 1, 4ºF
50001 Zaragoza
Telf./Fax: +00 34 976 299 667
fcq@quebrantahuesos.org
www.quebrantahuesos.org

Estación Biológica Monte Perdido (EBMP)
22364 Revilla-Tella-Huesca (Huesca)

Centro de Cría en Aislamiento:
Humano de Quebrantahuesos (CRIAH)
Finca de La Alfranca
50095 Pastriz (Zaragoza)
criah@quebrantahuesos.org

Sede Pirineo:
Eco Museo Centro de Visitantes/Pirineos Bird Center
Castillo de Aínsa
22330 Aínsa-Sobrarbe (Huesca)
Telf.: 974 500 597
ecomuseo@quebrantahuesos.org

Sede Cordillera Cantábrica:
Las Montañas del Quebrantahuesos
Centro para la Biodiversidad y el desarrollo sostenible
Finca Tullidi
33556 Benia de Onís (Asturias)
Telf. 985 844 293
picosdeeuropa@quebrantahuesos.org

El libro expone sobre la biología de la especie y los programas de seguimiento, investigación, gestión, conservación y sensibilización que se han desarrollado desde los años 90, gracias a un modelo de colaboración público privada y a la aportación de la ciencia ciudadana, como soporte de las últimas investigaciones de la especie.

FCQ FUNDACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DEL QUEBRANTAHUESOS

UICN AFN

Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón