

## POSIBLES IMPACTOS DE LA ALIMENTACIÓN SUPLEMENTARIA Y DE LAS FIESTAS TRADICIONALES EN LAS POBLACIONES SILVESTRES DE CÓNDOR ANDINO (*VULTUR GRYPHUS*) EN PERÚ Y RECOMENDACIONES PARA SU CONSERVACIÓN

Renzo P. Piana

Cavenecia 210, F. Lima 27, Peru. *E-mail*: micrastursp@yahoo.ca

**Abstract.** – Possible impacts of supplementary feeding and traditional ceremonies on wild Andean Condors (*Vultur gryphus*) populations in Peru and recommendations for its conservation. – This article highlights the importance of the formulation of an Andean Condor conservation plan in Peru that must be based on scientific information, which is mostly absent in Peru, yet is available in the region. I argue that the Andean Condor conservation plan should prioritize the quantification of the population size in Peru, identification of areas with high densities and main threats and causes of mortality in the country. Supplementary feeding practices to increase nest productivity are not advised due to possible changes in the structure of carrion feeding bird populations including Andean Condor. Although these practices have been successfully used in vulture species that suffered drastic population reductions due to low food supply or by the ingestion of contaminated food, in Peru, Andean Condors face more severe threats that must be urgently addressed. Among these, the use of live individuals in traditional ceremonies is probably the most important. Sanitary analysis and veterinary care during ceremonies, reduction in mortality of birds captured, their release and monitoring could generate valuable information for the conservation of the species in Peru. Currently, an education program directed to local people and authorities involved in these ceremonies should be implemented, while a strategy to reduce, and eventually stop, the use of Andean Condors in these ceremonies is developed and successfully carried out.

**Resumen.** – Este artículo resalta la importancia de la elaboración de un plan de conservación para el Cóndor Andino en el Perú. Este plan debe estar basado en información científica, que en su mayoría aún no ha sido generada para la especie a nivel nacional pero que sí está disponible en la región. Planteo que el plan de conservación debe priorizar el conocimiento del tamaño de la población de la especie, la identificación de las áreas de mayor densidad poblacional, y las principales amenazas y causas de mortalidad en el país. Desaconsejo priorizar la alimentación suplementaria de individuos para incrementar la productividad, debido a los cambios que podrían ocurrir en la estructura poblacional de las comunidades de aves carroñeras, incluyendo al Cóndor Andino. Si bien la alimentación suplementaria se ha empleado con éxito en especies de buitres cuyos niveles poblacionales se han visto reducidos drásticamente por la falta de alimentos o por efectos de la contaminación de los alimentos, el Cóndor Andino en Perú enfrenta otras amenazas más graves que la falta de alimento y que deben ser atendidas urgentemente. Entre estas el uso de individuos vivos en fiestas tradicionales es probablemente el más importante. El análisis sanitario, el cuidado veterinario, la reducción de la mortalidad y la posterior liberación y seguimiento de estos individuos puede generar información muy valiosa para la conservación de la especie en Perú. Debe implementarse un programa de educación dirigido a las poblaciones locales y autoridades que participan en estas ceremonias, mientras que se desarrolla una estrategia que limite, y eventualmente elimine el uso del Cóndor Andino en estas fiestas. *Aceptado el 4 Mayo de 2014.*

**Key Words:** Andean Condor, *Vultur gryphus*, conservation, Peru, supplementary feeding.

## INTRODUCCIÓN

La alimentación suplementaria de aves está muy extendida a nivel global, a pesar de que puede ocasionar cambios en la dinámica poblacional y en la distribución de algunas especies (Robb *et al.* 2008). Esta práctica se ha utilizado frecuentemente en muchos países como parte de una estrategia de conservación de especies de aves carroñeras (Accipitridae y Cathartidae) que han sufrido una disminución drástica de sus poblaciones (Houston & Piper 2006, Piper 2006). Destacan los esfuerzos para proveer de alimentos a especies de buitres en Europa cuyas poblaciones decrecieron rápidamente debido a los cambios en la oferta alimentaria como consecuencia de la modernización de la producción agropecuaria, la persecución directa y el envenenamiento (Cortés-Avizanda *et al.* 2010, Margalida *et al.* 2012). Más recientemente la implementación de medidas sanitarias para limitar el riesgo de dispersión de enfermedades infecto-contagiosas asociadas al ganado en Europa, y la correspondiente eliminación de cadáveres de ganado doméstico, ha reducido la oferta alimentaria para algunas especies de buitres (e.g., Buitre Leonado *Gyps fulvus* y el Quebrantahuesos *Gypaetus barbatus*), ocasionando la disminución del tamaño de algunas poblaciones (Margalida *et al.* 2003, García de Francisco & Moreno-Opo 2009, Cortés-Avizanda *et al.* 2010).

La alimentación suplementaria de aves carroñeras en África se ha empleado para concentrar individuos en determinadas áreas que pueden ser visitadas por turistas con interés en la observación de fauna silvestre (Piper 2006) o como un mecanismo para proteger poblaciones amenazadas (Naidoo *et al.* 2009). En Asia, particularmente en el subcontinente indio (India, Pakistán, Nepal) la alimentación suplementaria a través de “*vulture restaurants*” se ha utilizado para evitar la drástica reducción de las poblaciones de tres especies de

buitres (*Gyps bengalensis*, *G. tenuirostris* y *G. indicus*) altamente sensibles a la droga Diclofenaco, que es utilizada para reducir las inflamaciones causadas por traumatismos y enfermedades infecciosas y que permanece en las carcasas del ganado doméstico que ha sido tratado con esta droga (Prakash *et al.* 2003, Green *et al.* 2004, Gilbert *et al.* 2006, Chaudhary *et al.* 2012). Estas especies, hasta hace poco muy abundantes en la región, ahora se hallan críticamente amenazadas (BirdLife International 2013).

En América, la provisión artificial de alimentos para las especies de Cathartidae se ha centrado principalmente en el Cóndor de California (*Gymnogyps californicus*); una especie que está críticamente amenazada (BirdLife International 2013). Dado el reducido tamaño de la población de esta especie en la década de los 1970' (aproximadamente 30 individuos), se optó por incrementar la oferta de alimentos bajo el supuesto que así se incrementaría el éxito reproductivo de la especie. Sin embargo, luego de casi una década de alimentación suplementaria, no se demostró que una mayor disponibilidad de alimento contribuyera con el éxito reproductivo de la especie y el incremento de su población (Sanford *et al.* 1974, Snyder & Snyder 1989). Posteriormente, y dado el alto grado de mortalidad de la especie por el consumo de carne contaminada con plomo, se optó por brindar una oferta controlada de alimento libre de contaminantes mediante el establecimiento de “*vulture restaurants*”, junto con un programa de desintoxicación de individuos. Esta técnica aún se emplea tanto para individuos adultos en estado libre como para aquellos que fueron liberados luego de la cría en cautiverio. Además sigue siendo indispensable para la viabilidad de la especie en el mediano y largo plazo (Snyder & Snyder 1989, Chamberlain *et al.* 2005, Walters *et al.* 2010).

A fines del siglo XX, en España, el Buitre Leonado experimentó un crecimiento pobla-

cional de aproximadamente 8000 a más de 20000 individuos (Parra & Tellería 2004). Esto se debió al incremento del número de cadáveres provenientes de centros de crianza de ganado dispuestos en lugares de almacenamiento (muladares) (Parra & Tellería 2004, García-Ripollés & López-López 2011). Luego de la reducción de muladares en España como consecuencia de las nuevas regulaciones sanitarias impuestas por la Unión Europea, el Buitre Leonado cambió su dieta, alimentándose en mayor proporción de mamíferos pequeños y utilizando carroñas distribuidas aleatoriamente en zonas agrestes y de difícil acceso (Donázar *et al.* 2010).

En España y Francia, el Quebrantahuesos ha sido objeto de múltiples esfuerzos de conservación luego que el tamaño de sus poblaciones descendieran drásticamente como consecuencia de la persecución directa, la destrucción de su hábitat y la insuficiente oferta de alimentos (Oro *et al.* 2008, BirdLife International 2013). En Europa, la principal herramienta utilizada para su recuperación ha sido la cría en cautiverio y la provisión de alimentos a través de “*vulture restaurants*” principalmente en lugares con colonias pequeñas y que sufrían una disminución constante de individuos, producto de la persecución directa y el envenenamiento incidental (Terrasse 1985). Esta técnica permitió que en España, la población de Quebrantahuesos aumente de 40 parejas reproductivas en la década de los '80 a 100 en el 2007 (Oro *et al.* 2008). Estudios posteriores indican que aunque inicialmente el número total de individuos en la población aumentó, se produjo luego una considerable disminución de la productividad promedio de las parejas debido a una compresión de los territorios y a una intensificación en las relaciones agonísticas entre individuos adultos y juveniles que trataban de asegurar un territorio (Carrete *et al.* 2009). Además, se detectó que el uso de alimentadores fue más frecuente en individuos

juveniles, mientras que los individuos adultos utilizaron con mayor frecuencia las carroñas distribuidas aleatoriamente (Oro *et al.* 2008).

## METODOLOGIA

Para determinar las principales amenazas y prioridades para la conservación del Cóndor Andino en Perú, se revisaron las memorias de los tres talleres (Talleres para la Elaboración del Plan Nacional de Conservación del Cóndor Andino *Vultur gryphus*) que fueron organizados por la Dirección General Forestal y de Fauna Silvestre del Ministerio de Agricultura y Riego (DGFFS-MINAGRI) en coordinación con la Dirección General de Diversidad Biológica del Ministerio del Ambiente (DGDB-MINAM) entre junio y octubre del 2013 en las ciudades de Cusco, Arequipa y Lima. Así mismo se participó en una reunión de trabajo posterior a los talleres que fue organizada en noviembre del 2013 en la ciudad de Lima por la DGDB-MINAM y que tuvo como objetivo la discusión y sistematización de la información recogida en los talleres previos y el desarrollo de las líneas prioritarias de investigación y gestión para la conservación del cóndor Andino en Perú. Posteriormente sostuve entrevistas vía internet e intercambios de correos electrónicos con investigadores que trabajan o han trabajado en la conservación del Cóndor Andino en la región (Sergio Lambertucci y Antonio Sánchez-Zapata en Argentina, Robert Wallace en Bolivia, Hernán Vargas en Ecuador) y del Cóndor de California en Estados Unidos (Lloyd Kiff) con la finalidad de validar con ellos la pertinencia o no de algunas prioridades de conservación señaladas en los talleres y en la reunión de trabajo de noviembre del 2013. Esta información se contrastó luego con información periodística y científica publicada recientemente sobre las amenazas que afectan al Cóndor Andino en Perú (Williams *et al.* 2012)

y en la región (Speziale *et al.* 2008, Lambertucci *et al.* 2009b, Carrete *et al.* 2010).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### *Posibles impactos de la alimentación suplementaria en las poblaciones silvestres de Cóndor Andino en Perú.*

En el Perú, las autoridades del gobierno y representantes de la sociedad civil están desarrollando una estrategia nacional para la protección del Cóndor Andino, especie amenazada y cuya población estaría reduciéndose (Ministerio de Agricultura 2004). A lo largo de este proceso, mucho se ha argumentado sobre una posible escasez de carroñas y su probable relación con la disminución de la especie en Perú ya que las normas sanitarias vigentes disponen del entierro o incineración *in situ* de los cadáveres de individuos de fauna silvestre encontrados en su medio natural. Estas disposiciones también son de aplicación forzosa al ganado doméstico sospechoso de portar enfermedades infecto-contagiosas (Servicio Nacional de Sanidad Agraria 2010). La puesta en práctica de estas disposiciones reduciría la oferta de alimentos y pondría en riesgo al Cóndor Andino en Perú.

A pesar de la inexistencia de datos confiables sobre el tamaño de la población del Cóndor Andino en Perú, mucho se especula sobre una probable disminución de estas poblaciones a consecuencia de la baja disponibilidad de alimento para la especie. Sin embargo, dada la amplia distribución de las especies de fauna silvestre en el territorio nacional que sirven de alimento al Cóndor Andino, la amplia dispersión de los Cóndores Andinos durante el forrajeo y la búsqueda de alimento (entre 150 km y 200 km desde sus dormideros comunales) (Wallace & Temple 1987, Escobar 2013), su comportamiento oportunista, su alta capacidad para consumir diferentes tipos de carroñas (Lambertucci *et al.* 2009b), la muy baja predictibilidad espacial y temporal de los eventos de mortalidad de la

fauna silvestre (y del ganado bajo crianza extensiva), y la poca presencia de personal calificado del Servicio Nacional de Sanidad Agraria (SENASA) en zonas remotas de la serranía y costa peruana, resulta muy poco probable que los esfuerzos para disponer adecuadamente de las carroñas en ámbitos rurales agrestes, eliminen una porción significativa de la oferta de alimentos, y por ende impacten negativamente en las poblaciones silvestres del Cóndor Andino.

Los datos generados por el Ministerio de Agricultura y Riego y Instituto Nacional de Estadística e Informática (2013) indican que la superficie agropecuaria en Perú se incrementó de manera constante en la últimas décadas, pasando de 17,7 millones de hectáreas en 1961 a 38,7 millones de hectáreas en el 2012. El 57,5% de esta superficie se encuentra en la región andina. Así mismo, en el mismo periodo de tiempo la población de ganado vacuno pasó de 3,1 millones de individuos a 5,2 millones, la de ganado ovino pasó de 23,6 millones de individuos a 9,5 millones, la de ganado alpaquero de 2,5 a 3,7 millones de individuos y la de ganado porcino de 1,1 millones de individuos a 2,2 millones. Al 2012, el 73% de los individuos de ganado vacuno, el 94,2% del ganado ovino, el 100% del ganado alpaquero y el 51,1% del ganado porcino se concentró en la región andina de Perú. A pesar de la disminución del ganado ovino, esta información sugiere que, en la actualidad, es muy probable que el principal problema que enfrenta el Cóndor Andino en Perú sea la pérdida de hábitat (ver por ejemplo van Els & Tello 2012), la persecución directa asociada a los cambios de uso del suelo y no la falta de alimentos.

Se ha sugerido que el aumento de la oferta alimenticia mediante la provisión de carroñas para incrementar la productividad en las parejas de Cóndor Andino, podría contribuir a incrementar la población de la especie en Perú. Sin embargo, es posible también que

esto vaya acompañado de efectos contrarios a los que se persiguen. Desde el punto de vista sanitario, la implementación de programas locales de disposición de carroñas no sólo requerirá de un cuidadoso monitoreo sanitario de parte de las autoridades nacionales y locales para evitar el uso sistemático de carne contaminada (metales pesados, pesticidas, medicinas, etc.), sino que además será poco sostenible en el tiempo, dado que demandará la asignación de un presupuesto de parte de las autoridades locales para la compra, el transporte y el monitoreo del impacto de esta medida en las poblaciones locales de Cóndor Andino y de otras especies de aves carroñeras que ocurren en la zona de intervención.

A nivel del gremio de las especies de aves carroñeras, un programa de alimentación suplementaria puede favorecer a otras especies de mayor éxito reproductivo como el Gallinazo Negro (*Coragyps atratus*), una especie que en Sur América está expandiendo su rango de distribución de las zonas cálidas hacia las templadas (Carrete *et al.* 2010) y que en Perú está recolonizando las zonas del sur del país (Schulenberg *et al.* 2007). A lo largo de toda su área de distribución, las poblaciones silvestres de Cóndor Andino muestran una mayor proporción de machos adultos que de hembras adultas, llegando a proporciones de cuatro a uno (Lambertucci *et al.* 2012). Además, ambos sexos se segregan espacialmente durante la búsqueda y obtención de alimento. Mientras los machos adultos tienden a alimentarse en zonas de mayor pendiente, las hembras lo hacen en zonas de llanura y valles que son los ámbitos más densamente poblados en la región andina (Carrete *et al.* 2010, Lambertucci 2012). La concentración de carroñas en determinados lugares y el incremento de su predictibilidad en el espacio y el tiempo causa cambios en las estructuras de las comunidades de aves carroñeras, favoreciendo a aquellas con comportamientos más agresivos y con poblaciones más abundantes (Donázar *et al.*

2009). Las relaciones agonísticas entre individuos de una misma especie o entre individuos de especies distintas pueden ocasionar cambios de comportamiento, incluyendo la reducción de los periodos de atención al nido y de cuidado parental, afectando el éxito reproductivo y causando cambios en la fisiología y la condición general de los pichones (Arroyo & Razin 2006). Si bien el Cóndor Andino tiende a ser la especie dominante en las agregaciones de alimentación, pueden ser desplazados por especies de menor tamaño que atienden dichos lugares en grandes números como el Gallinazo Negro (Wallace & Temple 1987, Carrete *et al.* 2010). Dado que en Perú los Gallinazos Negros son más abundantes en las cercanías de los centros poblados (Piana 2013), la provisión de carcasas como parte de un programa de alimentación suplementaria en paisajes dominados por el hombre puede incrementar la competencia entre Gallinazos Negros y Cóndores Andinos hembra en aquellos ámbitos donde ambas especies ocurren juntas, afectando negativamente la alimentación de estas e impactando en su productividad y subsistencia (Carrete *et al.* 2010). Además, la predictibilidad de las carroñas pueden incentivar la presencia de otras especies (e.g., pumas, zorros andinos, zorrinos, etc.) en áreas aledañas a estas, incrementando la depredación de especies de aves que anidan en el suelo e incluso de los cóndores cuya vulnerabilidad se incrementa durante la alimentación (Snyder & Snyder 1989, Cortés-Avizanda *et al.* 2009).

Dadas las dificultades en el transporte de las carroñas, su distribución no será espacialmente aleatoria, tal como ocurre con las muertes incidentales del ganado criado en forma extensiva o de la fauna silvestre. Tampoco fluctuará estacionalmente, haciéndose predecibles en el tiempo y en el espacio (Wallace & Temple 1988, Donázar *et al.* 2009). Muy probablemente, la distribución de las carroñas estará sesgada hacia las zonas de más

fácil acceso, más próximas a los centros poblados y conectadas por vías que faciliten el transporte terrestre. Estudios recientes conducidos en la Patagonia demuestran que el Cóndor Andino tiende a alimentarse lejos de los caminos dadas las perturbaciones usualmente asociadas a estos, incluyendo colisiones accidentales con vehículos, la persecución directa y la colisión con cables eléctricos (Speziale *et al.* 2008, Lambertucci 2009). Además, la agregación de Cóndores Andinos en lugares donde se les provee de alimento suplementario puede favorecer a los individuos adultos dominantes, mientras que el alto número de individuos que acuden a estos centros de alimentación facilita la transmisión de enfermedades. Finalmente, algunas especies de buitres que dependen del suplemento de alimentos han desarrollado una mayor asociación con estructuras construidas por el hombre, haciéndolos más vulnerables a la persecución directa, principalmente en lugares de fácil acceso (Walters *et al.* 2010).

En múltiples localidades en las regiones de Cusco y, principalmente en Apurímac, en los Andes del sur de Perú, un número no determinado de Cóndores Andinos son capturados vivos por la población local para la celebración de corridas de toros con estos individuos “Yawar Fiesta” (Affentranger 2005). La captura de individuos se realiza mediante el uso de carroñas posicionadas en lugares que dificultan el vuelo de los Cóndores Andinos luego de haberse alimentado. Los individuos capturados son conducidos a los centros poblados donde la ceremonia se llevará a cabo. Luego de unos días de cautiverio en lugares pobremente acondicionados, los Cóndores Andinos son atados a la espalda de toros bravos y son liberados en una plaza cercada. Luego de aproximadamente 20 minutos en los que el toro corre y salta alrededor de la plaza, los Cóndores Andinos son desatados y liberados por la población local. Es probable que muchos individuos mueran durante la

ceremonia a consecuencia de los golpes recibidos o que mueran después de ser liberados. En la actualidad no existe información publicada sobre el número y edad de los individuos capturados, ni sobre el número de individuos que mueren durante la ceremonia o luego de su liberación. Así, el impacto de esta práctica en la población de la especie es desconocido, aunque se sospecha que la mortalidad de individuos es alta.

*Recomendaciones para la conservación del Cóndor Andino en Perú.* Las poblaciones del Cóndor Andino están disminuyendo a nivel global (BirdLife International 2013). Tanto en Chile, Argentina, Perú, Ecuador y Colombia, las principales causas de mortalidad están relacionadas con las actividades humanas. Así, la cacería y el envenenamiento involuntario producto del control de depredadores son probablemente las principales causas de la reducción de su población, aunque otras causas están relacionadas a colisiones, al uso de cóndores en fiestas tradicionales y a la comercialización de sus plumas y partes (Koenen *et al.* 2000, Ríos-Uzeda & Wallace 2007, Lambertucci *et al.* 2009b, McGahan 2011, Williams *et al.* 2012).

El Cóndor Andino es una especie longeva, con una baja tasa de mortalidad natural, baja tasa de reproducción y tarda entre siete y ocho años para alcanzar su madurez sexual (Wallace & Temple 1988, Temple & Wallace 1989). La especie está adaptada a una baja tasa de crecimiento y depende de la sobrevivencia de los adultos para mantenerse en el tiempo, particularmente en áreas sujetas a grandes variaciones estacionales como las que ocurren en el extremo noroeste de Perú durante el fenómeno de El Niño (Wallace & Temple 1988).

En el caso de los Cóndores Andino empleados en Yawar Fiesta, el monitoreo sanitario de los individuos durante la captura, tenencia y antes y después de estas ceremo-

nias debe ser un componente fundamental de un esfuerzo para conservar la especie a nivel nacional. Estas actividades deben ir aparejadas de una agresiva campaña de educación ambiental orientada a desincentivar el uso del Cóndor Andino en las ceremonias, apelando al alto valor que tiene la especie en la cosmovisión andina. Es fundamental incluir a los pobladores y autoridades de las comunidades campesinas del centro y sur del Perú en estas campañas y vincularla con sus sistemas de vigilancia tradicional para controlar la captura de cóndores. Mientras esto se pone en marcha y da los resultados esperados, se debe coleccionar la mayor cantidad de información de los individuos capturados en coordinación con los organizadores de las fiestas. El marcado y posterior liberación de estos individuos puede contribuir significativamente al conocimiento de la especie, la medición de sus tasas de recaptura/supervivencia y al involucramiento de las poblaciones locales en el monitoreo y la conservación de estos individuos.

Tal como se señala en la abundante bibliografía disponible, el impacto de la provisión de alimentos en las poblaciones silvestres de Cóndor Andino (y de otras aves carroñeras) puede causar múltiples problemas. En el Perú, las amenazas vinculadas al uso de la especie en Yawar Fiesta, y a la comercialización de sus plumas y partes (Williams *et al.* 2011) deben ser atendidas de forma urgente a través de los organismos competentes (p. e. Administraciones Técnicas Forestales y de Fauna Silvestre del Ministerio de Agricultura y Riego). La alimentación suplementaria no es aconsejable hasta que se demuestre que la mortalidad asociada a la falta de alimento en Perú es una causa importante en la reducción de la población y de la productividad de las parejas en su medio natural. En lo inmediato, los esfuerzos por conservar la especie deben estar orientados a minimizar la persecución y captura y el envenenamiento directo o incidental de individuos mediante campañas de educación y difu-

sión conducidas por el estado en colaboración con la sociedad civil. Posteriormente, se deberán realizar estudios sobre la disponibilidad de alimento en zonas ocupadas por la especie mediante conteos de carroñas. El monitoreo de parejas reproductivas y la medición de su productividad a lo largo de varios periodos de anidamiento en estos territorios permitirá determinar la pertinencia o no del suplemento alimenticio bajo estrictas medidas de bioseguridad y tomando en consideración los posibles impactos que esto puede ocasionar en la estructura poblacional de esta y otras especies carroñeras. Mientras tanto, las autoridades nacionales y locales deben implementar una estrategia que gradualmente limite y eventualmente elimine el uso de cóndores andinos en ceremonias de Yawar Fiesta y la comercialización de sus plumas y partes que fomentan el maltrato y la muerte de individuos de esta especie.

#### AGRADECIMIENTOS

A Sergio Lambertucci y Antonio Sánchez-Zapata por revisar las primeras versiones de este artículo y a dos revisores anónimos cuyas sugerencias han mejorado el manuscrito.

#### REFERENCIAS

- Affentranger, A. 2005. La representación como eje de un estudio antropológico. *Rev. Chil. Antropol.* 5: 1–16.
- Arroyo, B., & M. Razin. 2006. Effect of human activities on bearded vulture behaviour and breeding success in the French Pyrenees. *Biol. Conserv.* 128: 276–284.
- BirdLife International 2013. IUCN Red list for birds. Descargado el 3 de diciembre de 2013 de <http://www.birdlife.org>.
- Carrete, M., A. Margalida, D. Oro, & J. A. Donazar. 2009. Consecuencias poblacionales de los comederos para aves carroñeras: el quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en el Pirineo español. Pp. 226–253 *en* Donazar, J. A., A. Margalida, &

- D. Campión (eds). Buitres, muladares y legislación: perspectivas de un conflicto y sus consecuencias desde la biología de la conservación. Munibe, Sociedad de Ciencias Aranzadi, San Sebastián, España.
- Carrete, M., S. A. Lambertucci, K. Speziale, O. Ceballos, A. Travaini, M. Delibes, F. Hiraldo, & J. A. Donazar. 2010. Winners and losers in human-made habitats: interspecific competition outcomes in two Neotropical vultures. *Animal Conserv.* 13: 390–398.
- Cortés-Avizanda, A., M. Carrete, D. Serrano & J. A. Donazar. 2009. Carcasses increase the probability of predation of ground-dwelling birds: a caveat regarding the conservation value of vulture restaurants. *Animal Conserv.* 12: 85–88.
- Chamberlain, C. P., J. R. Waldbauer, K. Fox-Dobbs, S. D. Newsome, P. L. Koch, D. R. Smith, M. E. Church, S. D. Chamberlain, K. J. Sorenson, & R. Risebrough. 2005. Pleistocene to recent dietary shifts in California condors. *PNAS* 102: 16707–16711.
- Chaudhary, A., T. R. Subedi, J. B. Giri, H. S. Baral, B. Bidari, H. Subedi, B. Chaudhary, I. Chaudhary, K. Paudel, & R. J. Cuthbert. 2012. Population trends of Critically Endangered *Gyps* vultures in lowlands of Nepal. *Bird Conserv. Int.* 22: 170–178.
- Cortés-Avizanda, A., M. Carrete, & J. A. Donazar. 2010. Managing supplementary feeding for avian scavengers: guidelines for optimal design using ecological criteria. *Biol. Conserv.* 143: 1707–1715.
- Donazar, J. A., A. Cortés-Avizanda, & M. Carrete. 2009. El papel de la predecibilidad de los recursos tróficos en la estructura de los gremios carroñeros. Pp. 328–351 *en* Donazar, J. A., A. Margalida, & D. Campión (eds). Buitres, muladares y legislación: perspectivas de un conflicto y sus consecuencias desde la biología de la conservación. Munibe, Sociedad de Ciencias Aranzadi, San Sebastián, España.
- Donazar, J. A., A. Cortés-Avizanda, & M. Carrete. 2010. Dietary shifts in two vulture species after the demise of supplementary feeding stations: consequences of the EU sanitary legislation. *Eur. J. Wildl. Res.* 56: 613–621.
- Escobar, V. 2013. Censo de Cóndor Andino (*Vultur gryphus*). *La Chiricoca* 16: 38–44.
- García de Francisco, J. M., & R. Moreno-Opo. 2009. La gestión de los cadáveres de animales domésticos ¿Hay flexibilidad suficiente para abordar nuevas estrategias? Pp. 493–501 *en* Donazar, J. A., A. Margalida, & D. Campión (eds). Buitres, muladares y legislación: perspectivas de un conflicto y sus consecuencias desde la biología de la conservación. Munibe, Sociedad de Ciencias Aranzadi, San Sebastián, España.
- García-Ripollés, C., & P. López-López. 2011. Integrating effects of supplementary feeding, poisoning, pollutant ingestion and wind farms of two vulture species in Spain using a population viability analysis. *J. Ornithol.* 152: 879–888.
- Gilbert, M., R. T. Watson, M. Z. Virani, J. L. Oaks, S. Ahmed, M. J. I. Chaudry, M. Arshad, S. Mahmood, A. Ali, & A. A. Khan. 2006. Rapid population declines and mortality clusters in three Oriental white-baked vulture *Gyps bengalensis* colonies in Pakistan due to diclofenac poisoning. *Oryx* 40: 388–399.
- Green, R. E., I. Newton, S. Shultz, A. A. Cunningham, M. Gilbert, D. J. Pain, & V. Prakash. 2004. Diclofenac poisoning as a cause of vulture population declines across the Indian subcontinent. *J. App. Ecol.* 41: 793–800.
- Houston, D. C., & S. E. Piper. 2006. Proc. of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations. Natural History Museum of Crete, Thessaloniki & WWF, Greece.
- Koenen, M. T., S. G. Koenen & N. Yanez. 2000. An evaluation of the Andean Condor population in northern Ecuador. *J. Raptor Res.* 34: 33–36.
- Lambertucci, S. A., K. L. Speziale, T. E. Rogers, & J. E. Morales. 2009. How do roads affect the habitat use of an assemblage of scavenging raptors? *Biodivers. Conserv.* 18: 2063–2074.
- Lambertucci, S. A., A. Trejo, S. Di Martino, A. Sanchez-Zapata, J. A. Donazar, and F. Hiraldo. 2009b. Spatial and temporal patterns in the diet of the Andean Condor. Ecological replacement of native fauna by exotic species. *Animal Conserv.* 12: 338–345.
- Lambertucci, S. A., M. Carrete, J. A. Donazar, & F. Hiraldo. 2012. Large-scale age-dependant skewed sex ratio in sexually dimorphic avian

- scavenger. PLoS ONE 7: e46347. doi:10.1371/journal.pone.0046347.
- Margalida, A., D. García, J. Bertran, & R. Heredia. 2003. Breeding biology and success of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in the Eastern Pyrenees. Ibis 145: 244–252.
- Margalida, A., R. Heredia, M. Razín, & M. Hernández. 2012. Sources of variation in mortality of Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in Europe. Bird Conserv. Int. 18: 1–10.
- McGahan, J. 2011. The Andean Condor: a field study. Beringia South, Kelly, Wyoming, USA. 542 pp.
- Ministerio de Agricultura 2004. Decreto Supremo No. 034-2004-AG. Aprueban categorización de especies amenazadas de fauna silvestre y prohíben su caza, tenencia, transporte y exportación con fines comerciales. Ministerio de Agricultura, Lima, Perú.
- Ministerio de Agricultura y Riego & Instituto Nacional de Estadística e Informática. 2013. Resultados Definitivos. IV Censo Nacional Agropecuario 2012. Instituto Nacional de Estadística e Informática, Lima, Perú.
- Naidoo, V., K. Wolter, R. Cuthbert, & N. Duncan. 2009. Veterinary diclofenac threatens Africa's endangered vulture species. Regul. Toxicol. Pharmacol. 53: 205–208.
- Oro, D., A. Margalida, M. Carrete, R. Heredia, & J. A. Donazar. 2008. Testing the goodness of supplementary feeding to enhance population viability in an endangered vulture. PLoS ONE 3: e4084. doi:10.1371/journal.pone.0004084.
- Parra, J., & J. L. Tellería. 2004. The increase of the Spanish population of Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) during 1989–1999: Effects of food and nest site availability. Bird Conserv. Int. 14: 33–41.
- Prakash, V., D. J. Pain, A. A. Cunningham, P. F. Donald, N. Prakash, A. Verma, R. Gargi, S. Sivakumar, & A. R. Rahmani. 2003. Catastrophic collapse of Indian white-backed *Gyps bengalensis* and Long-billed *Gyps indicus* vulture populations. Biol. Conserv. 109: 381–390.
- Piana, R. 2013. Ecology and conservation of a diurnal raptor community within a protected area in northwestern Peru. Ph.D. Diss., Manchester Metropolitan Univ., Manchester, UK.
- Piper, S. E. 2006. Supplementary feeding programmes: How necessary are they for the maintenance of numerous and healthy vulture populations? Pp. 41–50 *en* Houston, D. C., & S. E. Piper (eds). Proc. of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations. Natural History Museum of Crete, Thessaloniki, and WWF, Greece.
- Rios-Uzeda, B., & R. B. Wallace. 2007. Estimating the size of the Andean Condor population in the Apolobamba Mountains of Bolivia. J. Field Ornithol. 78: 170–175.
- Robb, G. N., R. A. MacDonald, D. E. Chamberlain, & S. Bearhop. 2008. Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. Front. Ecol. Environ. 6: 476–484.
- Sanford, R. W., W. D. Carrier, & J. C. Borneman. 1974. Supplemental feeding program for California Condors. J. Wildl. Manag. 38: 343–346.
- Schulenberg, T., D. F. Stotz, D. F. Lane, J. P. O'Neill, & T. A. Parker. 2007. Birds of Peru. 1<sup>st</sup> ed. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Servicio Nacional de Sanidad Agraria (SENASA). 2010. Procedimiento: vigilancia de enfermedades en animales silvestres. SENASA, Lima, Perú.
- Snyder, N. F., & H. A. Snyder. 1989. Biology and conservation of the California Condor. Curr. Ornithol. 6: 175–267.
- Speziale, K. L., S. A. Lambertucci, & O. Olsson. 2008. Disturbance from roads negatively affects Andean Condor habitat use. Biol. Conserv. 141: 1765–1772.
- Temple, S. A., & M. P. Wallace. 1989. Survivorship patterns in a population of Andean Condors *Vultur gryphus*. Pp. 247–251 *en* Meyburg, B.-U., & R. D. Chancellor (eds). Raptors in the modern world. World Working Group for Birds of Prey, London, UK & Berlin, Alemania.
- Terrasse, J. F. 1985. The effect of artificial feeding on Griffon, Bearded and Egyptian Vultures in the Pyrenees. Pp. 429–430 *en* Newton, I., & R. D. Chancellor (eds). Conservation studies in raptors. International Council for Bird Preservation Technical Report No. 5, Cambridge, UK.
- Van Els, P., & A. Tello. 2012. Andean Condor (*Vultur gryphus*) forages in non-native *Eucalyptus*

- trees in Lima department, Peru. *Ornitol. Neotrop.* 23: 133–135.
- Wallace, M. P., & S. A. Temple. 1987. Releasing captive-reared Andean condors to the wild. *J. Wildl. Manag.* 51: 541–550.
- Wallace, M. P., & S. A. Temple. 1988. Impacts of the 1982–1983 El Niño on population dynamics of Andean condors in Peru. *Biotropica* 20: 144–150.
- Walters, J. R., S. R. Derrickson, D. M. Fry, S. M. Haig, J. M. Marzluff, & J. M. Wunderle Jr. 2010. Status of the California Condor (*Gymnogyps californianus*) and efforts to achieve its recovery. *Auk* 127: 969–1001.
- Williams, R. S., J. L. Jara, D. Matsufuji, & A. Plenge. 2011. Trade in Andean Condor *Vulture gryphus* feathers and body parts in the city of Cusco and the Sacred Valley, Cusco region, Peru. *Vulture News* 61: 16–26.