

Tendencias poblacionales y reproductivas (1985-2025) del buitre leonado *Gyps fulvus* en Bizkaia.

Population and reproductive trends (1985-2025) of the Griffon Vulture *Gyps fulvus* in Bizkaia.

Iñigo Zuberogoitia^{1*}, Julio Ruiz², Igor Aginako², Aitor Galarza^{2,3}, Eneko Diaz², Iñaki Castillo², Cristina Cinos², Fran Martínez², Agurtzane Iraeta³, Mikel Yarza¹, José Enrique Martínez⁴, Sonia Hidalgo², Maialen Azpillaga³, Pablo García Clemente³, Jabi Zabala⁵



Resumen

El 87% de las especies de buitres del mundo están en algún grado de amenaza, motivado fundamentalmente por el incremento de la mortalidad no natural, cambios en el uso del suelo y regulaciones de las actividades agro-ganaderas. La población ibérica del buitre leonado (*Gyps fulvus*) experimentó un notable incremento en el último medio siglo. En este trabajo examinamos los cambios en el tamaño poblacional y éxito reproductor (pollos/parejas que inician la reproducción) en el periodo 1985-2025 en Bizkaia. La especie estuvo prácticamente desaparecida a mediados del siglo XX (cinco parejas en 1979), recuperándose paulatinamente a partir de los años ochenta, hasta alcanzar un máximo en 2024 de 159 parejas en 27 colonias distribuidas en tres metacolonia (zonas separadas

¹ Estudios Medioambientales Icarus S.L.
<https://orcid.org/0000-0002-8945-7386>

² Diputación Foral de Bizkaia
Departamento de Sostenibilidad y Medio Natural

³ Department of Ornithology
Aranzadi Sciences Society, Zorroagaina 11,
20014 Donostia-San Sebastián, Spain

⁴ Bonellis Eagle Study and Conservation Group
<http://orcid.org/0000-0002-1200-5795>

⁵ University of the Basque Country
Department of Zoology and Animal Cell Biology
<https://orcid.org/0000-0002-1425-1594>

* correspondencia: zuberogoitia@icarus.es



entre sí). Entre 2008 y 2025, detectamos un total de 290 nidos utilizados al menos en una ocasión, sumando 2.156 puestas de las que volaron 1.139 pollos (0,53 pollos/puesta). Las colonias pequeñas tenían pocos nidos que eran utilizados anualmente, mientras que las colonias grandes acumulaban nidos que eran utilizados sólo ocasionalmente, de forma que a medida que aumentaba el tamaño de la colonia, crecía el número de nidos disponibles no utilizados. La productividad no varió de forma significativa entre años. El crecimiento poblacional y el éxito reproductivo no fue parejo en las tres metacolonia, estando condicionados por la meteorología, que difería geográficamente y que determinaba el uso diferencial de los nidos de las colonias, y las variaciones en la disponibilidad de alimento.

Palabras clave: Capacidad de carga, éxito reproductor, metacolonia, productividad, seguimiento a largo plazo, tendencia poblacional.

Abstract

Global biodiversity loss is a pressing concern, with 87% of vulture species worldwide facing some level of threat. The Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) is particularly sensitive to changes occurring at both global (e.g., climate change) and local scales (e.g., land use, agricultural and livestock management regulations). The Iberian population of the Griffon Vulture has undergone a remarkable increase over the past fifty years. In Bizkaia, the species was virtually absent by the mid-20th century but began a gradual recovery in the 1980s, reaching a peak in 2024 with 159 breeding pairs distributed across 27 colonies grouped into three metacolonia. Between 2008 and 2025, we documented 290 nests that were used at least once, comprising 2,156 nest that started incubation, of which 1,139 chicks successfully fledged. Small colonies maintained a few nests used annually, whereas larger colonies accumulated many nests that were used only occasionally; consequently, the number of unused nests increased with colony size. Annual productivity remained relatively stable, averaging slightly above 0.5 chicks per pair. Population growth and reproductive success varied among the three metacolonia and were influenced by weather, which affected nest use patterns, and by food availability, which drove adaptive behaviours in the vultures.

Key words: Carrying capacity, breeding success, long-term monitoring, metacolonia, population trends, productivity.

Laburpena

Munduko putre-espezieen % 87 nolabaiteko mehatxupean daude, batez ere, heriotza-tasa ez-naturalaren gorakadak, lurzoruaren erabilera-aldaketek eta nekazaritza eta abeltzaintzako jarduera-erregulazioek eraginda. Sai arrearren populazio iberikoak (*Gyps fulvus*) gorakada nabarmena izan zuen azken mende erdian. Lan honetan 1985-2025 aldian Bizkaian izandako populazio-tamainako aldaketak eta ugaltze-arrakasta (ugalketa hasten duten txitak/bikoteak) aztertzen ditugu. Espezieia ia desagertuta egon zen XX. mendearen

erdialdean (bost bikote 1979an), eta 80ko hamarkadatik aurrera poliki-poliki berreskuratu zen, 2024an 159 bikoteko maximoa lortu arte, hiru metakoloniatan banatutako 27 koloniatan (bata bestetik banandutako eremuak). 2008tik 2025era bitartean, gutxienez behin erabilitako 290 habia atzeman genituen, 2.156 errunaldi gehituta, eta horietatik 1.139 oilasko (0,53 oilasko errunaldiko) hegan joan ziren. Kolonia txikiak urtero erabiltzen ziren habia gutxi zituzten; kolonia handiek, berriz, noizbehinka baino erabiltzen ez ziren habiak pilatzen zituzten eta, horrela, koloniaren tamaina handitu ahala, habia erabilgarrien eta erabili gabekoen kopurua hazi egiten zen. Produktibitatea ez zen asko aldatu urte batetik bestera. Populazioaren hazkundera eta ugaltze-arrakasta ez ziren parekoak izan hiru metakoloniatan, meteorologiak baldintzatuta. Geografikoki aldakorra izanik, meteorologiak zehazten zituen kolonietako habiak desberdin erabiltzea eta elikagaietako eskuragarritasun-aldaketak.

Gako hitzak: Kargatzeko gaitasuna, ugaltze-arrakasta, metakolonia, produktibitatea, epe luzeko jarraipena, populazio-joera.



Introducción

La rápida pérdida de biodiversidad es una de las principales consecuencias de los procesos de cambio global que sufre el planeta (Di Stefano *et al.*, 2025). Dentro de este escenario, las especies de vertebrados de gran tamaño y estrategia de vida caracterizada por bajas tasas de natalidad y baja mortalidad adulta se ven particularmente afectadas (Rivas-Salvador y Reif, 2023). Este es el caso de los buitres, un grupo funcional de aves muy amenazado a escala global, con un 87 % de las especies incluidas en algún nivel de amenaza de la UICN (Buechley y Ekercio lu, 2016; Botha *et al.*, 2017; McClure *et al.*, 2018; Safford *et al.* 2019). De las 15 especies de buitres del viejo mundo, siete están catalogadas en peligro crítico de extinción, tres en peligro de extinción y una como vulnerable (BirdLife International, 2021). Las causas de estos declives son relativamente bien conocidas. El empleo de fármacos antiinflamatorios de uso veterinario, tales como el diclofenaco (Shultz *et al.*, 2004), así como el uso ilegal de veneno para eliminar depredadores (Ogada *et al.*, 2015) han llevado al colapso de las poblaciones de aves necrófagas en gran parte del mundo, fundamentalmente en Eurasia y África (Donázar *et al.*, 2016; Ogada *et al.* 2016; Shaw *et al.* 2024). Además, coincidiendo con un crecimiento en el desarrollo de proyectos de infraestructuras energéticas asociadas a las energías renovables, en las últimas décadas se ha constatado un incremento significativo de la mortalidad de buitres en parques eólicos y en líneas eléctricas asociadas, siendo esta una de las principales causas de mortalidad en algunos países como, por ejemplo, España (Carrete *et al.*, 2009, 2012; Sanz-Aguilar *et al.*, 2015, Morant *et al.*, 2024). A estas amenazas se suman las regulaciones sanitarias motivadas por la encefalopatía espongiiforme bovina

que afectaron de forma severa a la disponibilidad de alimento en el campo durante la primera década del siglo XXI (EC 1774/2002, Donázar et al., 2009; Margalida et al., 2010; Zuberogoitia et al., 2010; Margalida y Colomer, 2012). Por último, la pérdida de hábitats debido al desarrollo de infraestructuras, canteras y actividades forestales, o el incremento de actividades recreativas al aire libre pueden afectar a la reproducción y el mantenimiento de los territorios (Morant et al., 2018; Zuberogoitia et al., 2021).

El buitre leonado (*Gyps fulvus*) es una de las pocas especies de aves necrófagas que mantiene poblaciones estables o, incluso, crecientes en Europa occidental, mientras que en el resto del continente las poblaciones son exiguas y está prácticamente extinto en el norte de África y Oriente Medio, siendo desconocida su situación en el resto de Asia (BirdLife International, 2021). La población europea sigue una evolución positiva, en buena medida debido a proyectos de reintroducción en varios países (Margalida y Herrando, 2020) y también porque el 90% de la población europea se concentra en España, donde ha mantenido una evolución claramente positiva en las últimas décadas (Del Moral y Blas, 2018). En Euskadi, su dinámica ha sido similar, con un crecimiento de un 102% en las dos primeras décadas del siglo XXI, alcanzando una población de 916 parejas en 2018 (Zuberogoitia y Carreras, 2023).

El seguimiento a largo plazo de las poblaciones proporciona valiosa información sobre cómo afectan los cambios medioambientales, la gestión de los recursos naturales y la aparición de nuevos factores de amenaza a la biología, ecología y comportamiento de las especies (Sutter et al., 2015). Por ello, resultan necesarios los programas sistemáticos de recogida de información biológica, como parte de procesos científicos orientados a la conservación y a la gestión de las especies (Nichols y Williams, 2006).

Los objetivos de este artículo son, en un primer paso el seguimiento anual de las parejas de buitres leonados que inician la reproducción en Bizkaia y su éxito y, a una escala temporal mayor, describir la tendencia a largo plazo de la población, así como sus parámetros reproductores y ajustes de la capacidad de carga de las colonias en base a la disponibilidad de nidos.

Material y métodos

Área de estudio

El área de estudio se extiende por todo el territorio de Bizkaia (País Vasco, norte de la Península Ibérica; 2.384 km²). El clima es atlántico y de temperaturas suaves, con una oscilación térmica de 12°C entre el mes más frío y el más cálido y 1.200-2.000 mm de precipitaciones distribuidas a lo largo del año (Euskalmet.eus, 2020). El área es montañosa y densamente poblada (520 habitantes/km²) (Estat.eus, 2025), con extensas superficies urbanas e industriales, ubicadas fundamentalmente en los valles y las laderas más suaves. Sus zonas montañosas están dedicadas sobre todo a las

plantaciones forestales de crecimiento rápido (*Pinus radiata* y *Eucalyptus* spp.), que cubren en la actualidad el 59,75 % de la superficie de Bizkaia. El resto de la superficie está dedicada a prados, pastos y brezales, que ocupan hoy en día alrededor del 22,77 % (Euskadi.eus, 2025). La cabaña ganadera en el año 2024 era de 39.634 cabezas de bovino, 52.269 de ovino, 13.627 de caprino y 1.891 de porcino (Eustat.eus, 2025).

Métodos

Para describir la evolución poblacional llevamos a cabo un seguimiento anual durante el periodo 1997-2025 y utilizamos los datos bibliográficos (Fernández y Galarza, 1979; Arroyo *et al.*, 1990, 1994; LANIUS, 1994) como referencias para años anteriores.

Entre 2008 y 2025 realizamos un seguimiento más sistemático de la población y de sus parámetros reproductores. Para ello, cada año, revisamos las colonias conocidas y prospectamos todos los roquedos susceptibles de ser ocupados por la especie, incluyendo pequeñas paredes. Cada colonia y pareja aislada fue visitada un mínimo de tres ocasiones por año: 1) en febrero, con el recuento de las parejas que inician la incubación y aquellas que aún no han realizado la puesta, pero están arreglando el nido y copulando; 2) en abril y mayo, con pollos pequeños, o incubando puestas tardías; y 3) en la segunda quincena de junio y la primera de julio, para confirmar la supervivencia de los pollos. Además, realizamos visitas intermedias para confirmar puestas tardías (marzo e incluso primeros de abril) y avanzado el verano, en agosto, para confirmar la supervivencia de los pollos más retrasados. Hay que tener en cuenta que se puede dar mortalidad de pollos en estado de crecimiento avanzado (Zuberogoitia *et al.*, 2009), por lo que ajustábamos las fechas de la última visita antes de los primeros vuelos de los pollos de más edad. Cada uno de los nidos se identificó en una base digital (QGIS 3.24.1). Dado que sólo contabilizábamos los nidos en los que se iniciaba la reproducción, el presente trabajo trata exclusivamente de la población reproductora. No obstante, para testar el ajuste de la capacidad de carga de las colonias, contabilizamos además los nidos disponibles y no ocupados (aquellos utilizados en alguna ocasión previa y en los que no se realizó puesta en el año de estudio).

En principio, se consideraron como colonias aquellas buitreras ocupadas por dos o más parejas (Del Moral y Martí, 2001) y que la distancia entre ellas fuera mayor de 1 km. Además, lo que en un principio fueron colonias separadas, con el tiempo se fueron agregando en una única al instalarse parejas en puntos intermedios que rompían la discontinuidad entre ellas, reduciéndose por lo tanto el número de colonias a medida que aumentaba la superficie ocupada.

Dado que los buitres leonados sólo ponen un huevo y, en consecuencia, pueden sacar adelante un único pollo por ocasión reproductora, el éxito reproductor (porcentaje de

parejas con éxito con respecto a las que inician la reproducción) equivale a la productividad (número de pollos que vuelan con respecto al número de parejas que inicia la reproducción). En nuestro caso no obtuvimos el valor de productividad con respecto al total de parejas (reproductoras y no reproductoras) debido a que resulta muy difícil determinar que un nido está ocupado por una pareja no reproductora o por ejemplares flotantes que acuden de forma puntual a revisar un posible futuro emplazamiento, o simplemente a descansar. De hecho, la mayoría de los buitres reproductores de nuestra población son aves mayores de 10 años de calendario y en los nidos no activos suelen observarse subadultos (Zuberogoitia *et al.*, 2013a,b, 2019).

Consideramos tres meta-colonias (Enkartaciones, P.N. Urkiola y Sierra Salvada) (ver Zuberogoitia *et al.*, 2019) que definimos como agrupaciones de nidos separadas por más de 30 km entre ellas (Zuberogoitia *et al.*, 2013b).

Análisis Estadísticos

Analizamos la tendencia temporal del tamaño poblacional mediante un Modelo Aditivo Generalizado (GAM), utilizando el año como variable explicativa suavizada. Los modelos se ajustaron en R con el paquete *mgcv*, utilizando una distribución gaussiana y estimando el grado de suavizado mediante "generalized cross-validation". Para testar una posible relación entre el número de nidos disponibles y los nidos no utilizados utilizamos la correlación de Pearson. Por último, utilizamos la productividad (pollos que vuelan con respecto al número de parejas que inicia la reproducción) media anual de las metacolonia como variable respuesta, y los años y las metacolonia como factores predictivos en modelos de regresión Beta (para variables continuas que asumen un rango de 0-1; Cribari-Neto y Zeileis, 2010, Zeileis *et al.*, 2012). Desarrollamos todos los análisis estadísticos con R 4.1.3, empleando los paquetes "dplyr", "latticeExtra" y "betareg" y el paquete "ggplot2" para algunos de los gráficos.

Resultados

Evolución de la población

Las colonias comenzaron a establecerse en el entorno kárstico del Parque Natural de Urkiola (Fig. 1). La primera colonia fue localizada en el Mugarra en 1979 y contaba con un mínimo de cinco parejas (Fernández y Galarza, 1979-80). En la década de los 90 fueron apareciendo parejas reproductoras en las grandes paredes calizas de alrededor de la primera y paulatinamente fueron incrementando en número y extensión, abarcando el resto de las paredes disponibles en el P.N. y sus alrededores en las siguientes décadas (Fig. 1 y 2). El máximo número de parejas reproductoras de

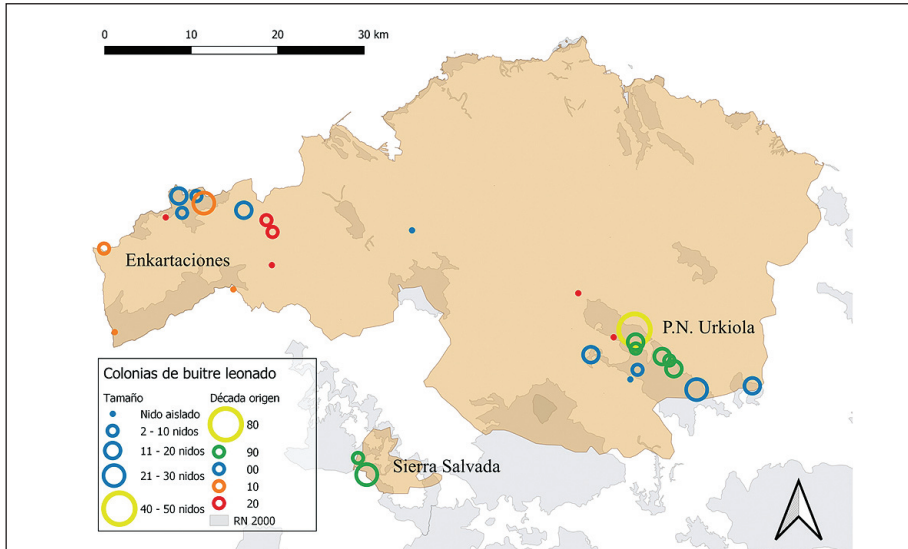


Fig. 1.- Origen, tamaño y distribución de las colonias de buitre leonado en Bizkaia (1979-2025). Se indican las tres metacolonia. El círculo amarillo indica la primera colonia y más grande colonia, por lo que se mantiene del mismo tamaño y color en ambas columnas (tamaño y década de origen).

Fig. 1.- Origin, size, and distribution of griffon vulture colonies in Bizkaia (1979-2025). The three metacolony are indicated. The yellow circle shows the first and bigger colony, and the same size and colour is maintained in the both columns (size and decade of origin).

la metacolonia del P.N. de Urkiola alcanzó las 104 parejas en 2024. En Sierra Salvada se localizaron los dos primeros nidos en el monte Bedarbide en 1997 y poco después en el Tologorri, ocupando el resto de las paredes y uniéndose en una colonia continua, con un máximo de 20 nidos en 2022. En cuanto a la metacolonia de Enkartaciones, desde la localización en un modesto roquedo del P.N. de Armañón del primer nido en el año 2002, su población ha ido creciendo lentamente hasta un máximo de 39 nidos en 2024, repartidos en pequeñas colonias y también nidos aislados en paredes de pequeñas dimensiones (Fig. 1 y 2). En conjunto, en los últimos cuarenta años la población ha aumentado hasta alcanzar en 2024 un máximo de 159 parejas reproductoras repartidas en 27 colonias. El modelo GAM detectó una relación no lineal significativa entre el año y el tamaño poblacional ($edf = 4,77$, $F = 86,36$, $P < 0,001$), mostrando un periodo de estabilización del crecimiento entre 2008 y 2016 (Fig. 3 y 4).

Reproducción

En total, en Bizkaia detectamos 290 nidos diferentes utilizados en, al menos, una ocasión. Seguimos la evolución de 2.156 puestas de las que volaron 1.139 pollos. Las colonias pequeñas contaban con pocos nidos que eran utilizados anualmente, pero a

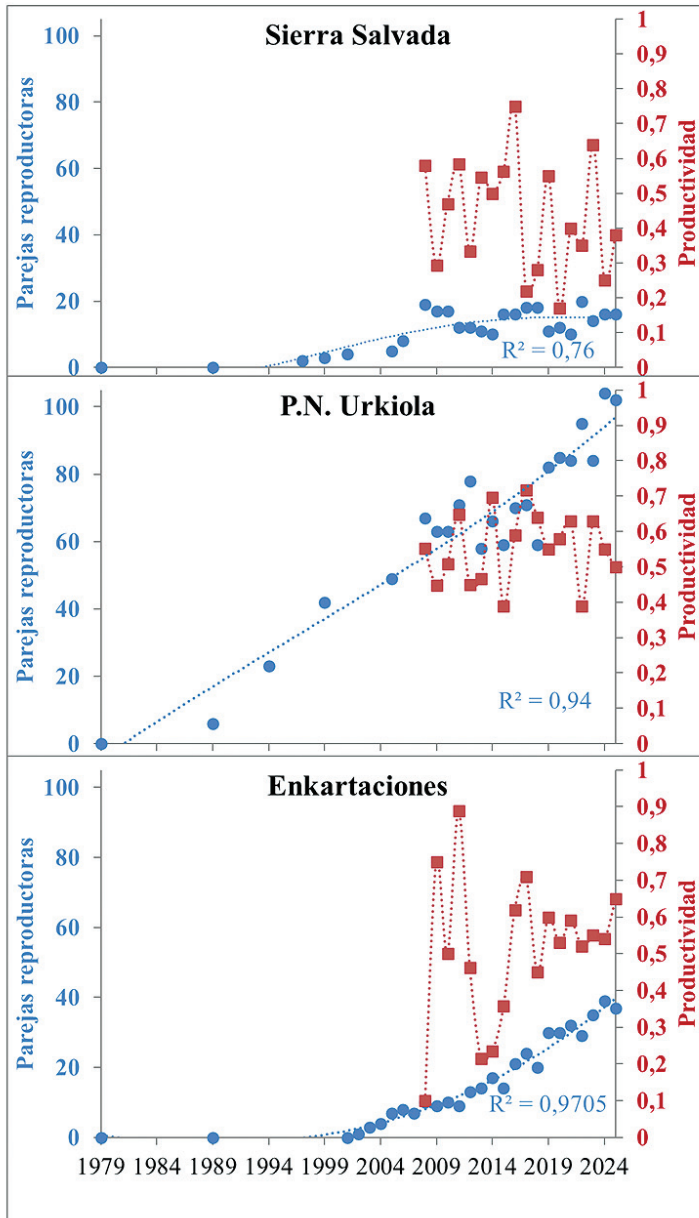


Fig. 2.- Evolución comparada del número de parejas reproductoras de buitre leonado y su productividad (pollos que vuelan / parejas que inician la reproducción) en las tres metacolonia de Bizkaia entre 1979 y 2025.

Fig. 2.- Comparative trends in the number of breeding pairs and productivity (fledglings per breeding pair) of griffon vultures across the three metacolonia in Bizkaia between 1979 and 2025.

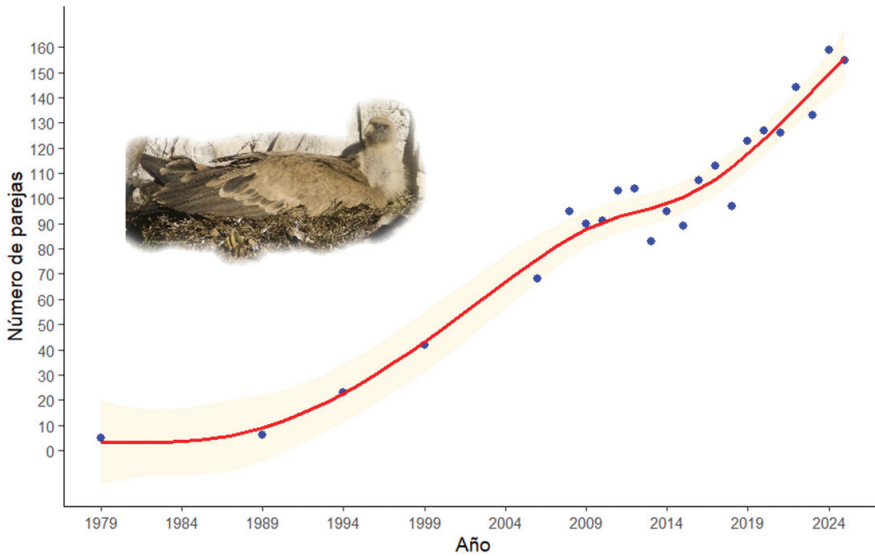


Fig. 3.- Tendencia de los parámetros demográficos de la población de buitres leonados de Bizkaia entre 1979 y 2025. La línea y el sombreado muestran la curva y el intervalo de confianza del modelo predictivo GAM de dinámica poblacional. Los puntos muestran el número de nidos.

Fig. 3.- Trends in demographic parameters of the griffon vulture population in Bizkaia between 1979 and 2025. The line and the shadow surface represent the curve and the interval of confidence of the predictive model GAM. The points show the number of breeding pairs.

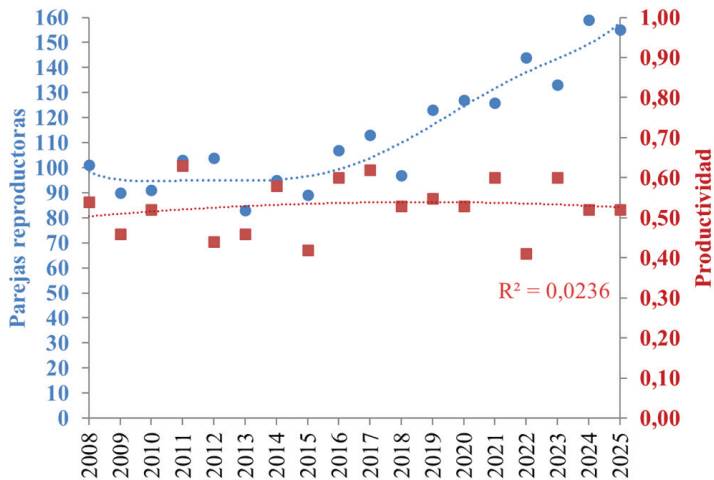


Fig. 4.- Evolución del número de parejas reproductoras de buitre leonado y su productividad (pollos que vuelan respecto a las parejas reproductoras) en Bizkaia entre 2008 y 2025.

Fig. 4.- Changes in the number of breeding pairs and productivity (fledged chicks per breeding pair) of griffon vultures in Bizkaia between 2008 and 2025.

medida que las colonias crecían acumulaban más nidos que utilizaron en algún momento, hasta llegar a un número máximo de nidos en el espacio disponible (Tabla 1). En las colonias grandes se observaron diferencias entre la capacidad de carga (número de nidos disponibles) y el número máximo de nidos utilizado anualmente

Colonia	NIDOS				PRODUCTIVIDAD	
	Años	Número total	media \pm DE	Rango	media \pm DE	Rango
P.N. Urkiola						
Alluitx-Astxiki	18	25	11,11 \pm 3,25	3 - 14	0,50 \pm 0,18	0,14 - 0,87
Anboto	18	23	9,94 \pm 3,13	5 - 15	0,70 \pm 0,20	0,38 - 1
Artaun	2	1	1		1	
Deabru	24	9	5,00 \pm 0,93	3 - 7	0,53 \pm 0,26	0 - 1
Dima	22	18	3,36 \pm 3,76	0 - 11	0,50 \pm 0,39	0 - 1
Ezkuagatz	18	10	4,22 \pm 2,67	0 - 10	0,54 \pm 0,36	0 - 1
Kobagorri	24	18	8,25 \pm 2,98	3 - 13	0,64 \pm 0,17	0,31 - 0,87
Lemona	1	1	1		0	
Mugarra	20	49	21,50 \pm 3,19	13 - 26	0,56 \pm 0,09	0,32 - 0,73
Saibi	3	1	1		0,67 \pm 0,58	0 - 1
Udalaitz	18	18	4,89 \pm 4,52	0 - 14	0,61 \pm 0,26	0 - 1
Untzillaitz	18	11	5,06 \pm 1,30	3 - 8	0,49 \pm 0,26	0 - 1
Sierra Salvada						
Orduña	18	38	14,72 \pm 3,25	10 - 20	0,44 \pm 0,16	0,17 - 0,64
Enkartaciones						
Alen	3	3	2,00 \pm 1,00	1 - 3	1,00 \pm 0,00	1 - 1
Alonsotegi	1	1	0		0	
Armañón	13	2	0,72 \pm 0,46	0 - 1	0,54 \pm 0,52	0 - 1
Barrietas	3	3	180 \pm 0,84	1 - 3	0,53 \pm 0,36	0 - 1
Cuadro	24	17	6,79 \pm 2,60	1 - 11	0,56 \pm 0,28	0 - 1
Garbea	1	1	1		1	
Jorrios	16	21	9,62 \pm 5,41	1 - 18	0,50 \pm 0,30	0 - 1
Kalera	1	1	1		0	
Kolitza	1	1	1		1	
Moro	13	4	2,31 \pm 0,89	1 - 4	0,37 \pm 0,36	0 - 1
Peñalba	9	11	3,56 \pm 3,09	1 - 9	0,57 \pm 0,37	0 - 1
Santecilla	1	1	1		1	
Sopeña	20	2	0,85 \pm 0,49	0 - 2	0,50 \pm 0,52	0 - 1

Tabla 1.- Parámetros reproductores de las colonias dentro de las tres metacolonias de buitre leonado en Bizkaia (2000-2025). Se muestran los años de seguimiento de cada colonia, el número de nidos que han sido alguna vez utilizados en cada colonia, así como el número medio, la desviación estándar y el rango de los nidos utilizados por año y la productividad de cada colonia.

Table 1.- Reproductive parameters of griffon vulture colonies within the three metacolonies in Bizkaia (2000-2025). Shown are the monitoring years for each colony, the total number of nests ever used in each colony, as well as the mean, standard deviation, and range of nests used per year, and the productivity of each colony.

(Correlación de Pearson, $t = 16,26$, g.l. = 24, $P < 0,001$; $R^2 = 0,96$).

La productividad varió entre años, aunque no de forma significativa (Tabla 2),

	Estimador	Er. Est.	Valor Z	P
Intercepto	-8,348	33,263	-0,251	0,802
Año	0,004	0,012	0,252	0,801
Salvada	-0,302	0,210	-1,442	0,149
Urkiola	0,152	0,209	0,724	0,469
Phi coef.	9,113	1,667	5,468	< 0,001

Tabla 2.- Evolución comparada del número de parejas reproductoras de buitre leonado y su productividad (pollos que vuelan / parejas que inician la reproducción) en las tres metacolonia de Bizkaia entre 1979 y 2025.

Table 2.- Comparative trends in the number of breeding pairs and productivity (fledglings per breeding pair) of griffon vultures across the three metacolonia in Bizkaia between 1979 and 2025.

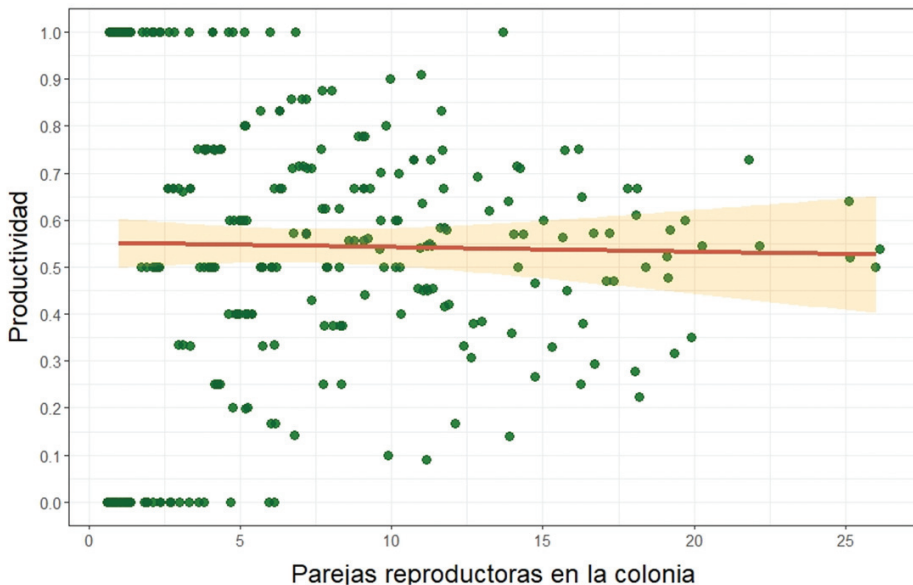


Fig. 5.- Relación entre el número de parejas reproductoras de buitre leonado por cada colonia (nidos ocupados) y su productividad, en Bizkaia durante el periodo 2000-2025. Se muestra la línea de tendencia y su error estándar asociado.

Fig. 5.- Relationship between the number of breeding pairs per colony (occupied nests) and colony productivity of griffon vultures in Bizkaia during 2000-2025. The trend line and its associated standard error are shown.

situándose la productividad media ligeramente por encima de los 0,5 pollos por pareja reproductora (Fig. 5).

Discusión

La población de buitres leonados de Bizkaia estuvo casi extinguida a mediados del siglo XX, con unas pocas parejas que anidaban en el monte Mugarra, P.N. Urkiola, a finales de los setenta del siglo pasado. Paulatinamente se fue incrementando el número de parejas y fueron creándose nuevas colonias en las paredes kársticas vecinas. A finales de la década de los noventa, a partir de las crecientes colonias de la parte alavesa y burgalesa de Sierra Salvada, se fueron instalando nuevas colonias en las paredes de Bizkaia, dando origen a una gran metacolonia (127 parejas reproductoras en la parte alavesa en el censo de 2025, Pérez de Ana, 2025). A lo largo de la primera década del presente siglo, fueron surgiendo las nuevas colonias de Enkarteraciones, que estarían integradas, a su vez, en una gran metacolonia con Cantabria (135 parejas reproductoras en la Costa Oriental y 283 parejas en Asón, en el censo de 2018, González *et al.*, 2018). Aunque, en líneas generales hubo un crecimiento continuado de las tres metacolonias, éste no fue pareja en las tres, ni tampoco los cambios en el éxito reproductivo. Uno de los principales factores que determina el número de parejas reproductoras y la productividad en Bizkaia es la meteorología. Concretamente, las precipitaciones, que pueden ser frecuentes, abundantes y continuas en determinados meses del año y que afectan de forma significativa al número de parejas que inicia la reproducción y al éxito reproductor (Zuberogoitia *et al.*, 2019). No obstante, las precipitaciones no se reparten de forma homogénea en el territorio y tampoco se comportan de forma similar a lo largo de los años, determinando oscilaciones entre años y entre metacolonias. Es preciso señalar que la productividad obtenida en este estudio está por debajo de los valores medios para la especie en España (0,78 en 1989, 0,75 en 1999, 0,67 en 2008 y 0,63 en 2018; Del Moral y Molina, 2018) y lejos de los obtenidos en Gipuzkoa en 2023 (0,77 pollos, Olano *et al.*, 2024), por lo que además de las condiciones meteorológicas, la disponibilidad de alimento, u otros factores parecen estar afectando a la población de Bizkaia (Zuberogoitia *et al.*, 2009, 2010).

Los buitres leonados son aves necrófagas que se alimentan de cadáveres de animales de gran tamaño, cuya disponibilidad no es homogénea ni predecible en el espacio y en el tiempo, salvo en muladares y vertederos (Morant *et al.*, 2022), por lo que es de esperar que el alimento fuese el factor limitante para la dinámica poblacional de la especie (Fernández-Bellón *et al.*, 2016). Sin embargo, en Bizkaia, se ha observado que éste no es el factor limitante (Zuberogoitia *et al.*, 2019).

La fuerte reducción de la disponibilidad de carroña debido a las regulaciones sanitarias a mediados de la primera década de este siglo XXI, tuvo un notable efecto tanto en las dinámicas de crecimiento poblacional, como en la reproducción (Fig. 2) y en el

comportamiento de alimentación de los buitres en Bizkaia, apreciándose el altibajo poblacional provocado por la reducción de recursos (Zuberogotia *et al.*, 2010). No obstante, a una escala temporal mayor (40 años), el crecimiento poblacional fue sostenido y los buitres pudieron compensar las deficiencias de disponibilidad trófica gracias a la explotación de otros recursos, tal como ha ocurrido en otras regiones (Colomer y Margalida, 2024). Sin embargo, los efectos no resultaron tan evidentes como cabría esperarse, ni en la dinámica de crecimiento poblacional ni en la reproducción, porque fueron apantallados por otros factores que operaron simultáneamente.

Por un lado, el cierre del único muladar (Arreturas, Karrantza) de Bizkaia en 2006 y la retirada sistemática de los cadáveres de ganado y ungulados silvestres del campo para cumplir con las exigencias legales establecidas para el control de la encefalopatía esponjiforme bovina (Donázar *et al.*, 2009, 2016), tuvo un efecto directo y a corto plazo en el comportamiento de los buitres (Zuberogotia *et al.*, 2010). Los buitres ajustaron el comportamiento antidepredador y el tiempo de respuesta para acceder a una potencial fuente de alimento no estática, por lo que se volvieron más atrevidos respecto a la presencia de gente en las proximidades y accedían a los cadáveres de ganado y restos de otros animales pequeños de forma inmediata una vez los detectaban. Este cambio de comportamiento les permitió explotar recursos (ganado recién muerto) antes de que fueran retirados del campo, además de utilizar otros recursos (p.ej., placentas, animales atropellados, residuos sólidos urbanos en vertederos, etc.) que no solían explotar antes de las regulaciones. Por otro lado, el acusado efecto de las condiciones meteorológicas en la reproducción de los buitres en Bizkaia, apantallaba las repercusiones de la falta de alimento sobre la productividad (Zuberogotia *et al.*, 2019). Estos autores demostraron que las lluvias no sólo condicionaban la productividad, sino también una jerarquización de los nidos, de forma que en inviernos secos se incrementaban las parejas que comenzaban la reproducción en las colonias, ocupando un mayor número de nidos, aunque fueran de peor calidad (nidos poco protegidos frente a la lluvia o el viento). Si la primavera y el verano no eran muy lluviosos y fríos, se incrementaba la productividad porque hasta los nidos de baja calidad sacaban adelante al pollo. Sin embargo, en condiciones meteorológicamente desfavorables se daba un incremento de pérdida de nidadas, fundamentalmente de las expuestas a las inclemencias del tiempo atmosférico, prevaleciendo las que estaban en nidos de buena calidad, protegidos en cuevas y oquedades. Con el tiempo, los nidos de baja calidad dejaron de ser utilizados por los buitres y, por este motivo, en los resultados se observa cómo las colonias más grandes presentaban una ocupación de nidos lejos de la capacidad de carga real.

No obstante, la población continuó creciendo. Hubo un parón en la curva de crecimiento entre 2008 y 2016 debido, posiblemente, a la regulación de la disponibilidad de alimento en el campo, al igual que ocurrió en otras zonas de la

península ibérica (Almaraz *et al.*, 2022). Además del efecto sobre la reproducción, se detectó un incremento de la mortalidad, fundamentalmente de individuos juveniles, así como subadultos y adultos por debilitamiento y enfermedades asociadas (Zuberogoitia *et al.*, 2009; Almaraz *et al.*, 2022). A esto se sumaron las muertes por persecución directa causadas por las acusaciones de ataque a ganado, la mayoría infundadas y derivadas de una estrategia de picaresca (Margalida *et al.*, 2014; Margalida y Donázar, 2020; Oliva-Vidal *et al.*, 2022). El resultado fue un incremento de la mortalidad, tanto de aves territoriales como flotantes, de forma que la tasa de recambio pudo mantener la población, pero no fue suficiente para permitir su crecimiento. En todo caso, con los años se fueron relajando las limitaciones, o la estrategia de retirada inmediata de ganado del campo, permitiéndose que la población siguiera creciendo bajo los criterios de la regulación por factores denso independientes (meteorología).

Los resultados muestran cómo una población es capaz de crecer en una región en la que apenas hay puntos de alimentación predecible (Fernández-García *et al.*, 2026), con una productividad próxima a 0,5 pollos/pareja que inicia la reproducción. Sin embargo, en los escenarios actuales, en los que se incrementan las amenazas de muerte de ejemplares adultos, además de juveniles y subadultos, la población puede sufrir un parón de crecimiento como el observado entre 2008 y 2016 o, incluso un decrecimiento, como el que ya se está observando en colonias próximas (p.ej., Valderejo, desplome de 104 parejas reproductoras en 2018 a 55 parejas en 2022; Diputación Foral de Alava, 2022). Aún no conocemos la capacidad de carga real del medio, pero sí el de las principales colonias, estando supeditado el crecimiento de la población a la posibilidad de expansión de nuevas colonias. No obstante, el incremento de instalación de aerogeneradores y las líneas de evacuación asociadas, supone una seria amenaza de muerte por colisión, tanto en el entorno de las colonias como en zonas alejadas pero dispuestas en zonas de movimientos de los buitres (Pérez-García y Serrano, 2023; Morant *et al.*, 2024). A esto hay que sumar un goteo continuo de muertes por persecución directa (SEO/BirdLife, 2023), la grave amenaza de envenenamiento por consumo indirecto de antiinflamatorios para el ganado (Margalida y Green, 2025) y la potencial amenaza de una cepa virulenta de la gripe aviar N5H1 que está asolando poblaciones de rapaces en otros países europeos y que ya ha sido detectada en buitres leonados en España (Hirschinger *et al.*, 2025).

Agradecimientos

Queremos agradecer la colaboración en el trabajo de campo de Lander Astorkia, Ainara Azkona, Fernando Ruiz-Moneo, Gorka Burgos, Mikel Larrea, Julen Villalta, Aitor Makazaga, Ibai Zubizarreta y Juan Manuel Pérez de Ana. Asimismo, agradecer al Servicio de Patrimonio Natural del Dpto de Medio Natural y Agricultura de la

Diputación Foral de Bizkaia, especialmente a Antonio Galera, Juan Antonio Dublang, Iñaki Benito y Xabier Arana, la ayuda prestada para desarrollar los trabajos con la especie. Este Departamento financió el seguimiento de la especie en los últimos diecisiete años. José Antonio Donázar y un revisor anónimo revisaron y realizaron aportaciones que mejoraron notablemente el manuscrito y Nere Zorrozuza, editora adjunta, ayudó a que se diera un proceso fluido.

Bibliografía

Almaraz, P., Martínez, F., Morales Reyes, Z., Sánchez Zapata, J. A., Blanco, G., 2022. Long term demographic dynamics of a keystone scavenger disrupted by human induced shifts in food availability. *Ecological Applications* 32(6), e2579.

Arroyo, B., Ferreiro, E., Garza, V., 1990. II Censo Nacional de Buitre Leonado (*Gyps fulvus*): población, distribución, demografía y conservación. Serie Técnica. ICONA, MAPA, Madrid.

BirdLife International., 2021. *Gyps fulvus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T22695219A157719127 <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.20213.RLTS.T22695219A157719127.en> (accessed 2025.10.17).

Botha, A., Andevski, J., Bowden, C.G.R. ..., Hinchliffe, S., 2017. Multi-species Action Plan to Conserve African-Eurasian Vultures. Coordinating Unit of the CMS Raptors MOU. CMS Raptors MOU Technical Publication. United Arab Emirates, Abu Dhabi.

Buechley, E. R., Ekercio lu, Ç.H., 2016. The avian scavenger crisis: Looming extinctions, trophic cascades, and loss of critical ecosystem functions. *Biological Conservation* 198, 220-228.

Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Benítez, J.R., Lobón, M., Donázar, J.A., 2009. Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. *Biological Conservation* 142(12), 2954-2961.

Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Benítez, J.R., Lobón, M., Montoya, F., Donázar, J.A., 2012. Mortality at wind-farms is positively related to large-scale distribution and aggregation in griffon vultures. *Biological Conservation* 145(1), 102-108.

Colomer, M.A., Margalida, A., 2024. Demographic effects of sanitary policies on European vulture population dynamics: A retrospective modelling approach. *Ecological Applications*. <https://doi.org/10.1002/eap.3093>

Cribari-Neto, F., Zeileis, A., 2010. Beta Regression in R. *Journal of Statistics Software* 34(2), 1-24.

Del Moral, J.C., Molina, B. (Eds.), 2018. El buitre leonado en España, población 2018 y método de censo. SEO/BirdLife, Madrid.

Del Moral, J.C., Martí, R. (Eds.), 2001. El Buitre Leonado en la Península Ibérica. III Censo Nacional y I Censo Ibérico coordinado, 1999. Monografía 7. SEO/Birdlife, Madrid.

Di Stefano, V., D'Alessandro, S., Di Domenico, G., 2025. Biodiversity lost, climate change, and Nature Restoration Law in the modern legal system of the European Union. Salvati, L. (Ed). *Environmental Sustainability and Global Change*, 245-256. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-31596-1.00017-9>

Diputación Foral de Alava, 2022. Informe anual de gestión del parque natural de Valderejo. ZEC/ZEPA de Valderejo-Sobrón_Sierra de Arcena ES2120024. Available from: <https://www.ingurumena.ejgv.euskadi.eus/ac84aBuscadorWar/fichero/descargarFichero?ficHeroid015=1107304>

Donázar J.A., Cortés-Avizanda, A., Fargallo, J.A., Margalida, A., Moleón, M., Morales-Reyes, Z., Moreno-Opo, R., Pérez-García, J.M., Sánchez-Zapata, J.A., Zuberogoitia, I., Serrano, D., 2016. Roles of raptors in a changing world: from flagships to providers of key ecosystem services. *Ardeola* 63, 181-234.

Donázar, J.A., Margalida, A., Campión, D. (Eds.), 2009. Vultures, Feeding Stations and Sanitary Legislation: A Conflict and its Consequences from the Perspective of Conservation Biology. *Munibe*. Suplemento 29. Sociedad de Ciencias Aranzadi, Donostia.

Euskalmet.eus, <https://www.euskalmet.euskadi.eus/s075853x/es/meteorologia/home.apl?e=5> (accessed 2025.08.14).

Fernández-Bellon, D., Cortés-Avizanda, A., Arenas, R., Donázar, J.A., 2016. Density-dependent productivity in a colonial vulture at two spatial scales. *Ecology* 97, 406-416.

Fernández-García, J. M., Jauregi, N., Olano, M., Iriarte, E., Ugarte, J., Lekuona, A., Martínez, J.M., Oliva-Vidal, P, Margalida, A., 2026. GPS and Accelerometer Data Reveal the Importance of Extensive Livestock Grazing in the Trophic Ecology of Griffon Vultures in Northern Spain. *Conservation* 6(1), 5.

Fernández Gil, A., Galarza Ibarrondo, A., 1979-80. I Censo de Buitreras- Informe sobre Álava, Vizcaya y Guipúzcoa. *Ardeola* 26-27, 223-225.

González, F., Herrero, A., Lopez Orruela, J., 2018. Censo de rapaces rupícolas en Cantabria 2018. SEO/Birdlife, Cantabria.

Hirschinger, J., Höfle, U., Sánchez-Cano, A., Guinat, C., Croville, G., Barral, M., Donázar, J.A., Ladevèze, C.L.G., Walch, M., Alvarez, V., Gerrikagoitia, X., Du Plessis, L., Dellicour, S., Arrondo, E., Sánchez-Zapata, J.A., Cortés-Avizanda, A., Martín, S.M., Tornos, J., Perret, S., Boulinier, T., Orabi, P., Van De Wiele, A., Guerin, J.L., Duriez, O., Le Loc'h, G., 2025. Multidisciplinary Tracking of Highly Pathogenic Avian Influenza A(H5N1) Outbreak in Griffon Vultures, Southern Europe, 2022. *Emerging Infectious Diseases* 31(8), 1589-1599.

LANIUS, 1994. Censo de buitre leonado en la Comunidad Autónoma del País Vasco (Bizkaia y Gipuzkoa). Informe inédito para el Gobierno Vasco.

Margalida, A., Herrando, S., 2020. Griffon Vulture. In Keller, V., Herrando, S., Vo íšek, P., Franch, M., Kipson, M., Milanese, P., Martí, D., Anton, M., Klva ová, A., Kalyakin, M. V., 2020. *European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, abundance and change*, 442-443. European Bird Census Council y Lynx Edicions.

Margalida, A., Colomer, M.À., 2012. Modelling the effects of sanitary policies on European vulture conservation. *Scientific reports* 2(1), 753.

Margalida, A., Campión, D., Donázar, J.A., 2014. Vultures vs livestock: conservation relationships in an emerging conflict between humans and wildlife. *Oryx* 48, 172-176.

Margalida, A., Donázar, J.A., Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., 2010. Sanitary versus environmental policies: fitting together two pieces of the puzzle of European vulture conservation. *Journal of Applied Ecology* 47(4), 931-935.

- Margalida, A., Donázar, J.A., 2020. Fake news and vultures. *Nature Sustain* 3, 492-493.
- Margalida, A., Green, R.E., 2025. Vulture conservation requires NSAID regulation. *Science* 389, 984-984.
- McClure, C.J.W., Westrip, J.R.S., Johnson, J.A., Schulwitz, S.E., Virani, M.Z., Davies, R., Symes, A., Wheatley, H., Thorstrom, R., Amar, A., Buij, R., Jones, V.R., Williams, N.P., Buechley, E.R., Butchart, S.H.M., 2018. State of the world's raptors: Distributions, threats, and conservation recommendations. *Biological Conservation* 227, 390-402.
- Morant, J., Arrondo, E., Cortés-Avizanda, A., Moleón, M., Donázar, J.A., Sánchez-Zapata, J.A., López-López, P., Ruiz-Villar, H., Zuberogoitia, I., Morales-Reyes, Z., Naves-Alegre, L., Sebastián-González, E., 2022. Large-scale quantification and correlates of ungulate carrion production in the Anthropocene. *Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s10021-022-00763-8>.
- Morant, J., Arrondo, E., Sánchez-Zapata, J.A., Donázar, J.A., Margalida, A., Carrete, M., Blanco, G., Guil, F., Serrano, D., Pérez-García, J.M., 2024. Fine-scale collision risk mapping and validation with long-term mortality data reveal current and future wind energy development impact on sensitive species. *Environmental Impact Assessment Review* 104(2024), 107339.
- Morant, J., Zabala, J., Martínez, J.E., Zuberogoitia, I., 2018. Out of sight, out of mind? Testing the effects of overwinter habitat alterations on breeding territories of a migratory endangered species. *Animal Conservation* 21, 465-473.
- Nichols, J.D., Williams, B.K., 2006. Monitoring for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21, 668-673.
- Ogada, D., Botha, A., Shaw, P., 2015. Ivory poachers and poison: drivers of Africa's declining vulture populations. *Oryx* 50(4), 593-596.
- Ogada, D., Shaw, P., Beyers, R. L., Buij, R., Murn, C., Thiollay, J.M., Beale, C.M., Holdo, R.M., Pomeroy, D., Baker, N., Krüger, S.C., Botha, A., Virani, M.Z., Monadjem, A., Sinclair, A.R.E., 2016. Another continental vulture crisis: Africa's vultures collapsing toward extinction. *Conservation Letters* 9(2), 89-97.
- Olano, M., Aierbe, T., Ugarte, J., Vázquez, J., Lekuona, A., Arizaga, J., 2024. Actualización sobre la distribución y tamaño poblacional del buitre leonado *Gyps fulvus* en Gipuzkoa: censo de 2023. *Munibe, Cien. nat.* 72, 95-110.
- Oliva-Vidal P, Hernández-Matías A, García D, Colomer, M.A., Real, J., Margalida, A., 2022. Griffon vultures, livestock and farmers: unraveling a complex socioeconomic ecological conflict from a conservation perspective. *Biological Conservation* 272: 109664. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109664>
- Pérez de Ana, J.M., 2025. Evolución de las colonias de buitre leonado de Sierra Sálvada entre 1997 y 2025. Disponible en: <https://sierrasalvada.blogspot.com/2025/04/evolucion-de-las-colonias-de-buitre.html>
- Pérez-García, J.M., Serrano, D., 2023. ¿Cuántas aves mueren en España debido a la colisión en parques eólicos? ¿Qué medidas preventivas y correctoras se pueden aplicar para evitar estas muertes? In: *Tecnología y sostenibilidad de la energía eólica: preguntas y respuestas*, 282-294. Mundi Prensa Libros.

- Rivas-Salvador, J, Reif, J., 2023. Species-specific traits affect bird species' susceptibility to global change. *The Science of Nature* 110(6), 54.
- Safford, R, Andevski, J, Botha, A, et al., 2019. Vulture conservation: the case for urgent action. *Bird Conservation International* 29(1), 1-9.
- Sanz-Aguilar, A., Sánchez-Zapata, J., Carrete, M., Benítez, J., Ávila, E., Arenas, R., Donázar, J., 2015. Action on multiple fronts, illegal poisoning and wind farm planning, is required to reverse the decline of the Egyptian vulture in southern Spain. *Biological Conservation* 187, 10-18.
- SEO/BirdLife., 2023. Informe sobre las causas de mortalidad no natural de avifauna en España. Proyecto LIFE Guardianes de la Naturaleza, Madrid.
- Shaw, P., Ogada, D., Dunn, L., Buij, R., Amar, A., Garbet, R., Herremans, M., Virani, M.Z., Kendall, C.J., Croes, B.M., Odino, M., Kapila, S., Wairasho, P., Rutz, Ch., Botha, A., Gallo-Orsi, U., Murn, C., Maude, G., Thomsett, S., 2024. African savanna raptors show evidence of widespread population collapse and a growing dependence on protected areas. *Nature Ecology & Evolution* 8(1), 45-56.
- Shultz, S., Baral, H.S., Charman, S., Cunningham, A.A., Das, D., Ghalsasi, G.R., Goudar, M.S., Green, R. E., Jones, A., Nighot, P., Pain, D.J., Prakash, V., 2004. Diclofenac poisoning is widespread in declining vulture populations across the Indian subcontinent. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 271(suppl_6), S458-S460.
- Sutter, R.D., Wainscott, S.B., Boetsch, J.R., Palmer, C.J., Rugg, D.J., 2015. Practical guidance for integrating data management into long-term ecological monitoring projects. *Wildlife Society Bulletin* 39, 451-463.
- Zeileis, A., Cribari-Neto, F., Gruen, B., Kosmidis, I., 2012. Package "betareg". Available from: <https://cran.r-project.org/web/packages/betareg/betareg.pdf>.
- Zuberogoitia, I., Martínez, J.E., González-Oreja, J.A., Pérez de Ana, J.M., Zabala, J., 2019. Factors affecting population regulation of a colonial vulture. *Ibis* 161, 878-889.
- Zuberogoitia I., Carreras, J., 2023. Buitre leonado. En: Arizaga, J., Laso, M., Rodríguez-Pérez, J., Aizpurua, O., García-Serna, I., González, H., Olano, M., Webster, B., Belamendia, G., Zuberogoitia, I., Carrascal, L.M. (Coords.). Euskadi. Hegazti habiagileen atlasa / Atlas de aves nidificantes, 152-153. Aranzadi Zientzia Elkarte, Donostia.
- Zuberogoitia, I., Álvarez, K., Olano, M., Rodríguez, A.F., Arambarri, R., 2009. Avian scavenger populations in the Basque Country: status, distribution and breeding parameters. In: Donázar, J.A., Margalida, A., Campion, D. (Eds.), *Vultures, feeding stations and sanitary legislation: a conflict and its consequences from the perspective of conservation biology*, 34-65. Munibe. Suplemento 29.
- Zuberogoitia, I., De la Puente, J., Elorriaga, J., Alonso, R., Palomares, L.E., Martínez, J.E., 2013a. The flight feathers molt of Griffon Vultures *Gyps fulvus* and associated biological consequences. *Journal of Raptor Research* 47 (3), 292-303.
- Zuberogoitia, I., González-Oreja, J.A., Martínez, J.E., Zabala, J., Gómez, I., López-López, P., 2013b. Foraging movements of Eurasian Griffon Vultures (*Gyps fulvus*): implications for supplementary feeding management. *European Journal of Wildlife Research* 59, 421-429.

Zuberogoitia, I., Martínez, J.E., Margalida, A., Gómez, I., Azkona, A., Martínez, J.A., 2010. Reduced food availability induces behavioural changes in Griffon Vulture. *Ornis Fennica* 87, 52-60.

Zuberogoitia, I., Morant, J., González-Oreja, J.A., Martínez, J.E., Larrinoa, M., Ruiz, J., Aginako, I., Cinos, C., Diaz, E., Martínez, F., Galarza, A., Pérez de Ana, J.M., Vacas, G., Lardizabal, B., Iriarte, I., Zabala, J., 2021. Management actions promote human-wildlife coexistence in highly anthropized landscape: the case of an endangered avian scavenger. *Frontiers in Ecology & Evolution* 9:656390. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.656390>



Fecha de recepción / Date of reception: 15/12/2025
Fecha de aceptación / Date of acceptance: 28/04/2026
Editora Asociada / Associate editor: Nere Zorrozua