



EFA 089/15 ECOGYP

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS, RAPACES NECRÓFAGAS Y HÁBITATS





ECOGYP

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS,
RAPACES NECRÓFAGAS
Y HÁBITATS

EFA 089/15 ECOGYP

ECOGYP

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS,
RAPACES NECRÓFAGAS
Y HÁBITATS

EFA 089/15 ECOGYP

Seminario Internacional (Ochagavía, Navarra)

16-17 de octubre de 2019



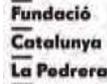


Cofinanciado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del programa Interreg POCTEFA, para reforzar la integración económica y ambiental transfronteriza España-Francia-Andorra.

SOCIOS:



ASOCIADOS:



COLABORADORES:



Servicios ecosistémicos, rapaces necrófagas y hábitats. EFA 089/15 ECOGYF

Seminario Internacional (Ochagavía-Navarra, 16-17 de octubre de 2019)

Edita: Equipo ECOGYF (GAN-NIK)

Coordina: Alfonso Llamas e Isabel Ibarrola

Agradecimientos: GENCAT (Generalitat de Catalunya)

Diseño: Javier Arbilla

Ilustración de cubierta: Necrófagas ©Javier Arbilla

ISBN:

DL

EFA 089/15 ECOGYF

Servicios ecosistémicos, rapaces necrófagas y hábitats

Las regiones de ambos lados del Pirineo se han unido en el proyecto ECOGYF para proteger el hábitat de las rapaces necrófagas, actualmente amenazadas. Estas especies y sus hábitats proporcionan importantes beneficios para el equilibrio de los ecosistemas y a los seres humanos por los servicios ecosistémicos que generan.

Zerbitzu ekosistemikoak, harrapari nekrofagoak eta habitatak

Pirinioen bi aldeetako eskualdeak batu egin dira ECOGYF proiektuan, harrapari nekrofagoen habitata babesteko, zeinak orain mehatxatuta baitaude. Espezie horiek eta beren habitatek onura handiak ematen dizkiete ekosistemen orekari eta gizakiei, sortzen dituzten zerbitzu ekosistemikoengatik.

Serveis ecosistèmics, aus necròfagues i habitats

Les regions de les dues bandes del Pirineu s'han unit en el projecte ECOGYF per protegir l'hàbitat de les aus necròfagues, actualment sota amenaça.

Aquestes espècies i els seus hàbitats proporcionen importants beneficis per l'equilibri dels ecosistemes i pels éssers humans pels serveis ecosistèmics que generen.

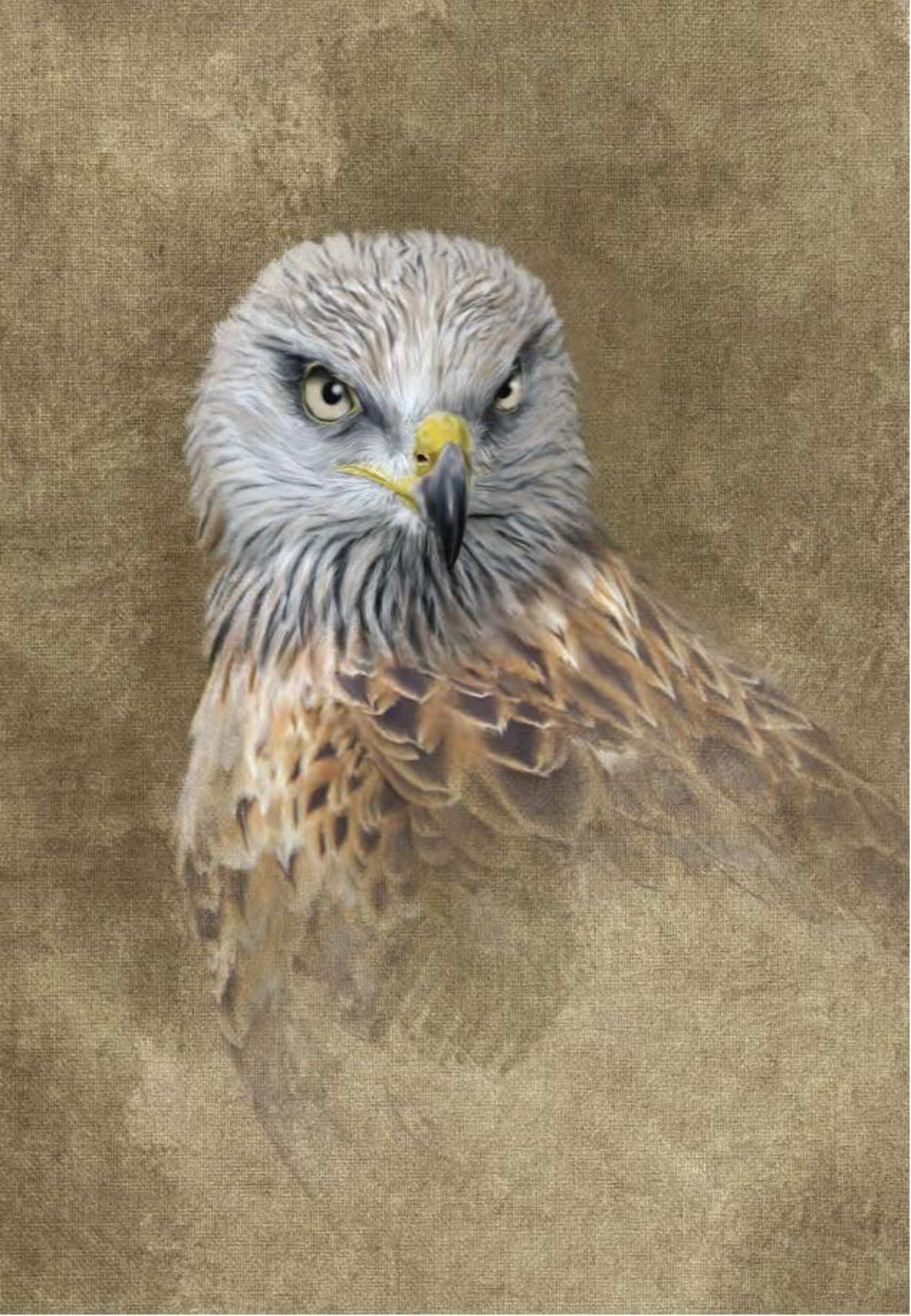
Services écosystémiques, rapaces nécrophages et hábitats

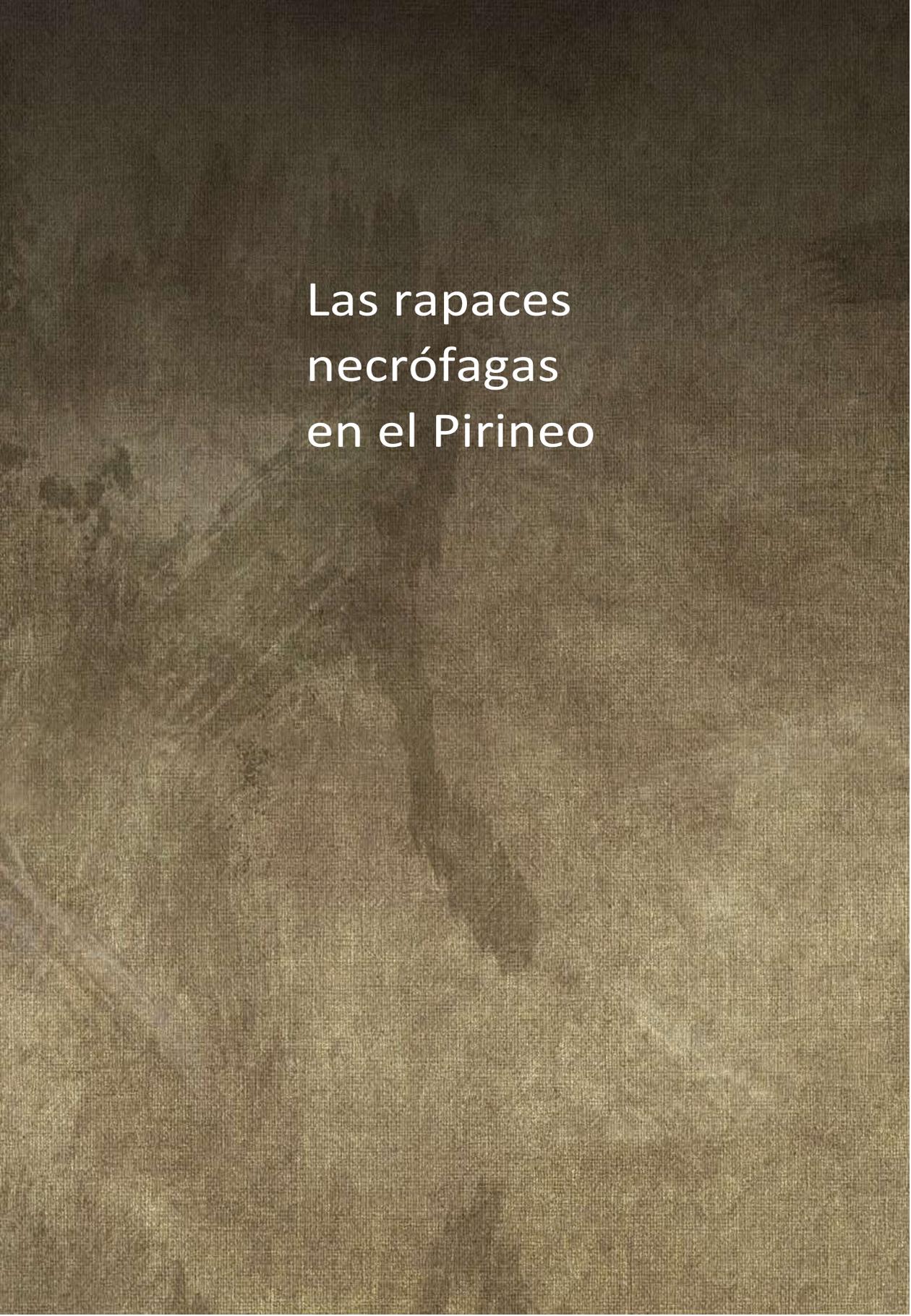
Les régions de chaque côté des Pyrénées sont réunies autour d'un même projet pour préserver les milieux de vie des rapaces nécrophages menacés. Ces espèces et leurs habitats contribuent à l'équilibre des écosystèmes et génèrent pour les hommes de nombreux services écosystémiques.

PRESENTACIÓN

ÍNDICE

Las rapaces necrófagas en el Pirineo	11
Seguimiento de las poblaciones de rapaces necrófagas en el Pirineo. Resultados de censos y productividad	13
Análisis del uso del espacio de las especies de aves necrófagas	
Seguimiento telemétrico de milano real	45
Equipement Milan royal. Pyrénées françaises	69
Caracterización de los Servicios Ecosistémicos prestados por las rapaces necrófagas	81
Perspectivas demográficas de las poblaciones de aves necrófagas en el Pirineo. El caso del quebrantahuesos	83
Analyse économique des services écosystémiques liés aux rapaces nécrophages	89
Identificación y caracterización de los hábitats pascícolas utilizados por aves necrófagas en áreas piloto de gestión ganadera de Navarra	99
Cohabitación entre aves necrófagas y personas	
Puesta en valor de los servicios ecosistémicos	127
Efectos de la alimentación suplementaria en las poblaciones de necrófagas. Directrices para la gestión	129
Conflicto/cohabitación entre aves necrófagas y actividades agropastorales	145
Gestión de lugares sensibles para la reproducción de aves necrófagas	157
Tests de minitions sans plomb par des agents et techniciens de l'environnement des Pyrénées au sein du projet européen Interreg EcoGyp (2016-2019)	169
Aprovechamientos ecoturísticos y educativos de los PAS. Espacio Natural Muntanya d'Alinyà	177
Conservation du Gypaète barbu et gestion des survols motorisés	187
ECOGYP Synthèse projets pédagogiques et formations	193





Las rapaces
necrófagas
en el Pirineo

Seguimiento de las poblaciones de rapaces necrófagas en el Pirineo.

Resultado de los censos y productividad.

José María Martínez González¹

Introducción

Al menos en los dos últimos siglos, los humanos hemos invertido mucho tiempo en maltratar a los buitres, tanto por desconocimiento como por arrogancia, sin valorar los estrechos vínculos que nos unen desde que las personas pasamos de estrictos cazadores a la domesticación. De las maltrechas poblaciones que hubo desde el siglo XIX hasta mediados del XX, tanto por la disminución del uso del veneno como de la persecución directa hemos pasado a una situación poblacional más optimista. De las cuatro especies de buitres presentes en Europa, las de España siendo las que mejor se conservan, las más grandes (el 90% de la población europea de buitre leonado reside en España) y las que mantienen una dinámica de crecimiento (Del Moral, J.C. y Molina, B. 2018) al margen de las preocupantes tendencias poblacionales de las carroñeras del viejo mundo.

El milano real lleva una dinámica similar. Aun siendo, al igual que las necrófagas estrictas, una especie sensible a los cambios de los usos y del paisaje, al uso de venenos (rodenticidas), al cambio climático y a

.....

¹Gobierno de Aragón
Servicio Provincial de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente de Huesca
Correo electrónico: jmmartinezgo@aragon.es

tener una inevitable costumbre por tropezar con aerogeneradores y tendidos eléctricos, es capaz de irse sobreponiendo de manera gradual e ir incrementando sus efectivos a nivel nacional.

Pero estas mejorías no nos deben hacer caer en el optimismo. A pesar de los esfuerzos de las administraciones, de las ONG y de la comunidad científica estamos lejos de llegar al momento en el que, sin miedo, podamos dejar que se mantengan por sí mismas, sin la ahora necesaria tutela.

José Antonio Donazar escribió en el prólogo de la monografía de censo del año 2008 hablando del buitre leonado: *“aunque conocemos muy bien el número de reproductores desconocemos en buena medida el tamaño de la población no reproductora, no digamos ya de las dinámicas espaciales y temporales...”* Esta realidad puesta de manifiesto en 2008 empieza a desenredarse poco a poco y, aunque es cierto que sabemos algo más (poco), queda mucho por hacer. Por esta razón, pero también por el elevado número de amenazas antrópicas y por el miedo al descenso de las poblaciones a nivel europeo, dentro de las actuaciones del proyecto ECOGYP EFA089/15 “Servicios ecosistémicos, rapaces necrófagas y hábitats” se ha dedicado un esfuerzo considerable a la mejora del conocimiento del estado de las poblaciones pirenaicas de 5 especies de aves necrófagas que coexisten en el macizo: los cuatro carroñeros estrictos, que son el quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*), el buitre leonado (*Gyps fulvus*), el buitre negro (*Aegypius monachus*) y el alimoche (*Neophron percnopterus*); y el milano real (*Milvus milvus*), como carroñero facultativo. Con este objetivo, en el marco de la acción 3.2. “Diagnóstico de las poblaciones de aves necrófagas” todos socios han realizado distintos censos de algunas o todas estas especies a lo largo de los cerca de 4 años de duración del proyecto. Las temporadas para las cuales se han realizado censos y/o seguimiento de la reproducción en al menos una de las regiones pirenaicas de ECOGYP han sido:

- Quebrantahuesos: temporadas 2015-2016 (previo a ECOGYP), 2016-2017, 2017-2018 y 2018-2019.
- Alimoche: 2016 (previo a ECOGYP) 2017, 2018 y 2019.
- Milano real:
 - Invernante: 2016 (previo a ECOGYP), 2017, 2018, 2019.
 - Reproductor: 2016 (previo a ECOGYP), 2017, 2018 y 2019.
- Buitre negro: (solo Catalunya): 2016, 2017, 2018 y 2019.
- Buitre leonado: 2016 (previo a ECOGYP), 2018 y 2019.

Esta información, junto con la relativa a otros factores de influencia como la disponibilidad trófica o la caracterización del hábitat, permitirá establecer líneas de trabajo y directrices conjuntas en materia de gestión de estas aves necrófagas.

En el presente artículo se exponen los datos recopilados y las conclusiones de las campañas 2016-2018, con información parcial del año 2019, ya que la totalidad de datos de 2019 todavía no han podido ser tratados.

Quebrantahuesos

Actualmente son varios los indicadores que nos dicen que, probablemente, el crecimiento de la población de quebrantahuesos en el Pirineo ha llegado a su límite de saturación (incremento de adultos flotantes, aumento del número de unidades de cría cooperativa, descenso gradual de los principales parámetros demográficos: productividad y éxito reproductor) (Margalida, A. *et al.* 2015). Paralelamente se están detectando un mayor número de avistamientos y asentamientos de ejemplares fuera del arco pirenaico, como se refleja en lo suce-



Unidades territoriales 2018

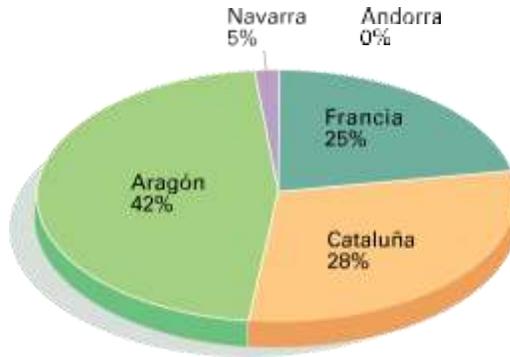


Fig. 1.- Distribución de las unidades territoriales del quebrantahuesos en el macizo pirenaico en la última anualidad con datos disponibles (2018).
Fuente de la ilustración: LPO Aquitanie -Martine Razine y Vadim Haucker.

dido en Navarra y Aragón en estos años: a la vez que en Navarra se detecta un desplazamiento de los territorios hacia el Pirineo central, se ha establecido una pareja en los montes vascos y, en esta temporada 2019/2020, un ejemplar marcado en Navarra, “Ezka”, ha comenzado la construcción de un nido y realizado puesta en el Sistema Ibérico (Moncayo) aragonés.

La revisión de los resultados del trabajo durante el periodo ECOGYPNos indica que el peso principal, en cuanto a número de individuos reproductores, recae en Aragón y Cataluña seguido muy de cerca por Francia (Fig.1). Entre 2016 y 2019, Aragón se mantuvo en 70 territorios controlados, teniendo un máximo de 76 en el año 2017; Cataluña de 45 a 41 (entre 2016 y 2018); Navarra de 6 a 8; y Francia se mantuvo entorno a los 43. Desde que se realizan censos anuales se ha podido constatar un incremento gradual de los territorios reproductores a ambos lados de la cordillera. La tendencia observada en la vertiente sur, considerando los últimos 18 años, nos da un valor para las unidades territoriales controladas creciente ($r_s = 0,993$ $p < 0,01$) (Margarida, A. y Martínez, J.M, en prensa) si bien se está viendo, en las últimas temporadas, una desaceleración del crecimiento territorial (Fig.2).

Unidades territoriales 2018

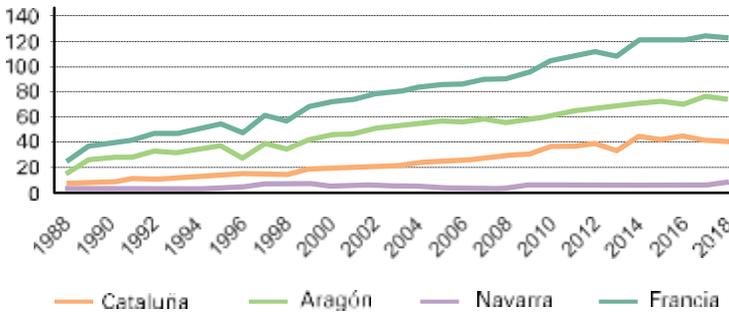


Fig. 2.- Unidades territoriales controladas en la vertiente sur del territorio ECOGYP.

Entre 2016 y 2019 la tasa de puesta, entendida como número de unidades territoriales que realizan puesta respecto al número de unidades territoriales que son controladas, ha sido más alta en Francia (Fig. 3) con valores superiores a la media en la cordillera. Navarra aportó un valor del 100% para el año 2018 y un 88% para el año 2019 pero, dado el escaso número de territorios existentes en la Comunidad Foral, son datos sometidos a una gran variabilidad. Se observa que, a pesar de tener un mayor número de territorios y de puestas, las tasas de puesta en Aragón han sido, en general, más bajas que los de Francia y que los valores medios calculados para la población pirenaica.

Tasa de puesta

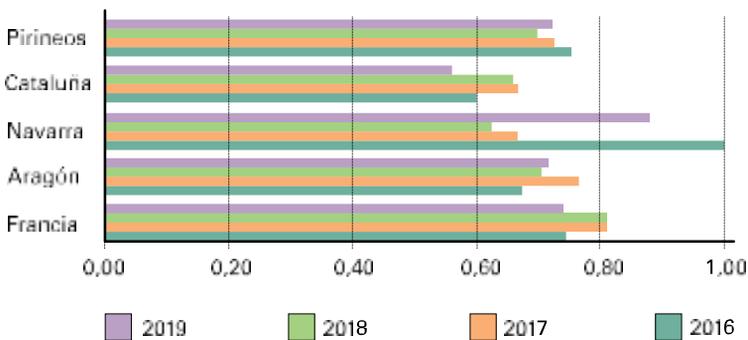


Fig. 3.- Tasa de puestas del quebrantahuesos en el macizo pirenaico entre los años 2016 - 2019.

Aragón es la región de los Pirineos que produce más jóvenes: en 2018, el 44% de los volantones nacieron en Aragón, el 29% en Catalunya, el 25% en la vertiente francesa y el 2% entre Navarra y Andorra. El aumento en el número de territorios existente no se refleja en el incremento del número de pollos volados en ningún territorio del espacio ECOGYP.

Aunque por el número de datos no exista ninguna relevancia estadística, sí que refleja lo que realmente está ocurriendo. Si nos centramos en la tendencia de la evolución para el número de pollos volados en la vertiente sur en los últimos 18 años, el resultado indica que no hay crecimiento y que, contrariamente a lo que ocurre con el número de territorios, la tendencia es estadísticamente significativa: $r_s = 0,41$ $p = 0,092$ (Margalida, A. y Martínez, J.M. en prensa).

Pollos volados

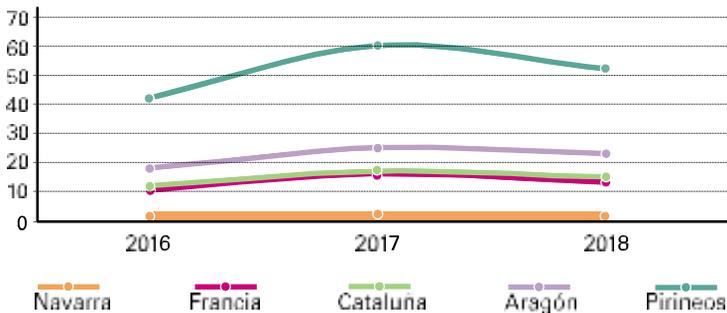


Fig. 4.- Número de pollos volados en el macizo pirenaico entre los años 2016 – 2018. Valores por Región y para el Pirineo.

Los valores de los parámetros reproductores (productividad = volantones/territorio controlado y éxito reproductor = volantones/territorios con puesta) analizados en el periodo 2016 - 2019 (Fig. 5) son bajos; tan sólo Cataluña se encuentra por encima de los valores del conjunto de la población pirenaica tanto en cuanto a la productividad como al éxito reproductor. Francia y Aragón van prácticamente a la par en los valores de productividad: en 2016 y en 2018 tienen los mismos valores, mientras que en 2017 la productividad es mejor en Francia y en 2019 lo es en Aragón. Sin embargo el éxito reproductor aporta mejores valores en Aragón que en Francia, exceptuando el año 2017. El comportamiento de los valores de productividad para las sub pobla-

ciones francesa y aragonesa respecto a la población pirenaica son muy similares, tan solo se ubican los valores de la población pirenaica por encima en el año 2019 con Francia y en el 2017 con Aragón. En referencia al éxito reproductor, Francia ha estado por debajo entre los años 2017 – 2019, mientras que Aragón tan solo lo estuvo en el año 2018. Exceptuando el año 2017 los valores de Navarra han sido para los dos parámetros reproductores los más bajos, localizándose por debajo de los pirenaicos. Podemos afirmar que de la serie de datos, los datos de 2016 han sido sin duda los peores para todos los territorios del Proyecto.

En conjunto, la ausencia de tendencia en el incremento de volantones sumado al aumento del número de territorios, supone un descenso en el valor de los parámetros reproductores, es decir, nos muestra un descenso de la productividad y del éxito reproductor, una de las señales que indica la saturación de la población pirenaica.

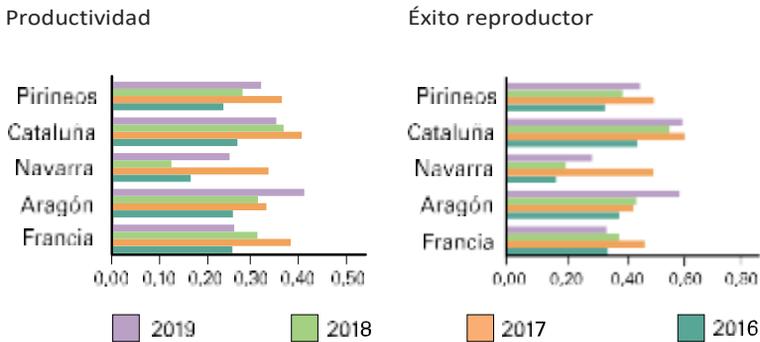


Fig. 5.- Productividad y Éxito reproductor en el macizo pirenaico entre los años 2016 – 2019. Valores por Región y para el Pirineo.

Existen otro tipo de factores que influyen negativamente en las poblaciones de las necrófagas en general; hacemos referencia a los factores antrópicos. El fracaso por molestias ha aumentado en estos años, especialmente en el oeste de Francia, debido a un incremento de la presencia humana. Para el quebrantahuesos, en el pirineo francés la principal fuente de molestia de origen antrópico son los sobrevuelos de helicópteros; los sobrevuelos son causa de fracaso durante la reproducción. En caso de la caza, en Francia no afecta mucho a nivel de cría aunque sí en la elección de los nidos.

Alimoche

lados del macizo pirenaico. En 2018, aprovechando el censo nacional de la especie, Navarra, Cataluña y Aragón (tan sólo se exponen los resultados de Huesca) realizaron el censo absoluto de la especie, uniéndose a los que ya se hacían en Francia y Gipuzkoa (tabla 1).

Es el año 2018 el que aporta una mayor información del estado de la población de alimoche en el ámbito del proyecto. Se ha unido a la información del año 2018 la de Araba/Álava de 2016, al ser conocedores de que la situación de la especie en 2018 no había cambiado significativamente (Moreno, com. pers).

Año	GAN/NIK	FCLP/GC	GA	HAZI/DFG	DFA	LPO
2016				X	X	X
2017				X		X
2018	X	X	X	X		X
2019	SR		Completar	X		X

Tabla 1.-Año de realización por socio del censo de alimoche en el marco de ECOGYP. X, año de censo; SR, cálculo parámetros reproductores; Completar, completar censo.

GAN/NIK, Gestión Ambiental de Navarra; FCLP/GC, Fundación Cataluña La Pedrera/Generalitat de Catalunya; GA, Gobierno de Aragón; HAZI/DFG, HAZI/Diputación Foral de Gipuzkoa; DFA, Diputación Foral de Araba; LPO; Ligue pour la Protection des Oiseaux.

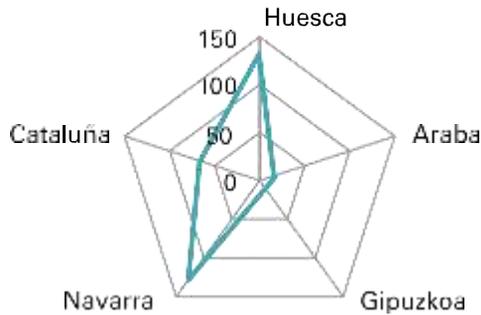
Por tener una referencia previa que marque una situación de partida, a nivel español se ha tomado el anterior censo coordinado al inicio de ECOGYP, el de 2008. En 2008 las poblaciones localizadas en las regiones españolas de ECOGYP concentraban cerca del 25% de la población reproductora. A falta de los datos, a día de hoy, del censo nacional de 2018 de otras Comunidades Autónomas no podemos valorar si para el área ECOGYP ha habido una mejora o no respecto a la situación a nivel estatal. Sí que sabemos por fuentes de la Sociedad Española de Ornitología que: *“la población de alimoche en España en 2018 fue de 1.490-1.567 parejas. La tendencia general en España es ligeramente positiva con respecto al censo nacional anterior. Se han detectado 38 nuevos territorios seguros en comparación con 2008 (aumento del 3%) y solo 11 más si la comparación considera territorios probables y seguros. En la década anterior (1998-2008) hubo un aumento del 10%. En esta situación, podríamos hablar de un aumento muy leve y posiblemente constante en las últimas décadas, pero que tiende a estancarse a escala estatal. A pesar de este aumento general, es importante tener*

en cuenta que hubo una disminución en 17 provincias, estable en otras 16 y en los 17 restantes la población ha aumentado.”

(<https://www.seo.org/2019/09/06/censo-buitre-leonado-2018-espana/>)

Para el área meridional de ECOGYF si podemos hacer una comparación entre los resultados del año 2008 y el de 2018. Según los datos, Huesca cayó un 35%; Araba se mantuvo igual; Gipuzkoa aumentó un 33%; Navarra un 2% y Cataluña un 29%. En conjunto (sin contar a Francia) supondría una disminución del 5% al pasar de 352 parejas a 334. Este descenso se debe al tremendo bajón en el número de parejas detectadas en Huesca en el año 2018, que pasó de las 133 en 2008 a 86, 47 unidades menos (Fig. 6) Cabe la posibilidad de atribuir el descenso de la población en Huesca a una disminución del esfuerzo de prospección; en ese caso estaríamos subestimando la población Alto Aragonesa.

Unidades territoriales (2008)



Unidades territoriales (2018)

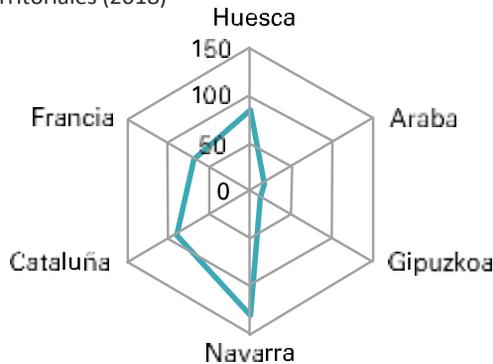


Fig 6.- Comparación de las unidades territoriales de alimoche en las regiones españolas implicadas en del proyecto ECOGYF entre los años 2008 (arriba) y 2018 (abajo).



Pilar Oliva Vidal

Al centrarnos exclusivamente en el año 2018, al incluir el seguimiento realizado en los Departamentos franceses del territorio ECOGYF observamos que hay un total de 403 parejas nidificantes (véase tabla 2 y Fig. 6) En este escenario es Navarra quién aporta la mayor parte de la población reproductora de alimoche, seguida de Catalunya, Huesca y Francia.

Año	Huesca	Araba	Gipuzkoa	Navarra	Catalunya	Francia
2018	86	17	12	129	90	69
	21%	4%	3%	32%	22%	17%

Tabla 2.- Resultados de la reproducción en el ámbito ECOGYF. Número de parejas por territorio y peso relativo en la población pirenaica

El seguimiento de la productividad (n° jóvenes / n° de parejas controladas), tal y como ocurrió con los censos, se ha realizado todos los años en Francia y en Gipuzkoa; Navarra, Cataluña y Aragón en 2018 y Araba en 2016. Según esto datos, la media para la población pirenaica estaría en 0,78 para 2018, como año con datos más completos. Si separamos la información en ambos lados de la cordillera tendríamos que frente a una productividad del 0,52 en la vertiente septentrional, hay una productividad de 0,85 al sur de los Pirineos. Si bien es cierto que estos datos, por la ausencia de Araba en la determinación de la productividad, la posible subestima en Huesca y corresponder

sólo a un año, hay que tomarlos con mucha cautela. Aun así los datos disponibles apuntan a que la productividad el área española es más alta que la de los pirineos franceses (tabla 3).

Productividad (nº jóvenes / parejas controladas)	2016	2017	2018
Francia	0,72	0,8	0,52
Gipuzkoa	0,92	0,92	0,67
Navarra	-	-	0,95
Aragón	-	-	0,88
Cataluña	-	-	0,89
Álava	0,83	-	-

Tabla 3.- Valores de productividad en el ámbito ECOGYP.

Entre los restantes parámetros reproductores estarían: éxito reproductor (nº jóvenes/parejas con puesta); porcentaje nidadas con éxito (nidos con éxito/nidos con puesta) y tasa de vuelo (nº jóvenes/nidos con éxito). En este sentido destacan, por buenos, los resultados de Navarra con un valor de éxito reproductor de 1,17, una tasa de vuelo de 1,31 y un % de nidadas con éxito de 0,89. Estos valores han sido menores durante la temporada 2019: la productividad bajó a 0,82; el éxito a 0,95 y el de nidadas con éxito a 0,68; sin embargo la tasa de vuelo tuvo un ligero crecimiento (1,38).

Milano real

Población invernante

La referencia previa al estado de la población en la vertiente sur pirenaica de milano real invernante, nuevamente, la encontramos en los censos realizados cada 10 años por la Sociedad Española de Ornitología (SEO) desde el año 1994 (véase Ilustración 7). SEO utiliza para el cálculo de la población tanto los datos de los recuentos en dormideros como los obtenidos mediante transectos en automóvil (cálculos de densidad) para obtener los resultados que más se ajustan, los óptimos; mientras que en ECOGYP los socios se han limitado, en general, a los recuentos en dormidero, una circunstancia metodológica que debe ser considerada.

Según el último censo realizado por SEO (año 2014) se constató, a nivel nacional, una recuperación de la población de milano real

Población invernante. Censo SEO

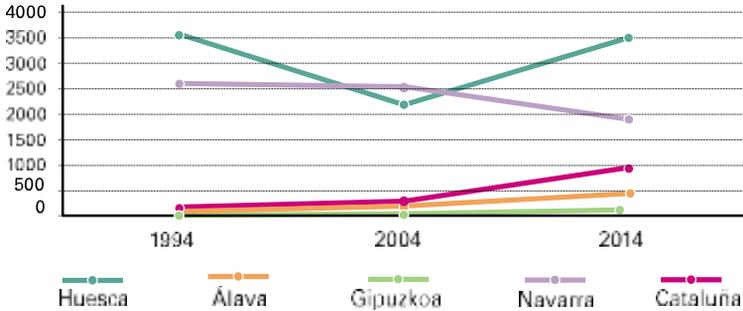


Fig 7.- Evolución de la población de milano real invernante en la vertiente sur pirenaica entre 1994 y 2014. Fte: SEO/BirdLife.

invernante respecto al censo de 2004 (Molina, B 2015). En la misma monografía indicaba en su página 25: (<https://www.seo.org/boletin/seguimiento/censos/40%20milano%20real/>) que se había dado una tendencia positiva en todas las provincias menos, entre otras, en Navarra (Fig. 7). Por el contrario en el resto de los territorios ECOGYF la tendencia fue positiva en 2014.

Centrándonos en el ámbito del proyecto, los socios han realizado los censos de la población invernante en distintos años del periodo elegible, volviendo a ser el año 2018 el año en el que más socios han coincidido en la realización de los censos (véase tabla 4).

Navarra, junto a Gorosti, lleva desde el año 1992 realizando censos invernales de la especie. Esto hace que la información navarra sea muy valiosa al tener una serie larga de datos y con ella se puede verificar

Año	GAN/NIK	FCLP/GC	GA	HAZI/DFG	DFA	LPO
2016				X		X
2017	X	X		X		X
2018	X	X	X		X	X
2019	X	X	X			X

Tabla 4.- Años de realización por del censo de la población de milano real invernante en el marco de ECOGYF. X, año de censo. GAN/NIK, Gestión Ambiental de Navarra; FCLP/GC, Fundación Cataluña La Pedrera/Generalitat de Catalunya; GA, Gobierno de Aragón; HAZI/DFG, HAZI/Diputación Foral de Gipuzkoa; DFA, Diputación Foral de Araba; LPO; Ligue pour la Protection des Oiseaux.



la información que aporta SEO: existe desde 2004 hasta 2015 un descenso de la población invernante que bien podría estar relacionada con la disminución general de la población europea. En las zonas media y sur se tenían registrados dormideros que ahora han desaparecido, probablemente ligado a la clausura de muldares que ahora no cumplen con la legislación vigente. Como se sabe, la población en invierno está ligada a vertederos de residuos sólidos urbanos, muldares, granjas que generan desperdicios, plagas de micromamíferos, abundancia de conejo, cabañas de ganaderas en régimen extensivo y piezas cinegéticas (Molina, B 2015). Desde el año 2015 la población de milano invernante lleva una ligera tendencia positiva hasta 2018 con una cifra de 2.015 individuos contabilizados. En 2019 la cifra cayó a 1.839, pero hay que esperar a censos posteriores para valorar adecuadamente este descenso.

En Huesca no se ha realizado un seguimiento tan minucioso como en Navarra. ECOGYF va a servir como trampolín para establecer la necesidad de hacer censos anuales de la población invernante. La media de milanos reales en todos los dormideros de Huesca en 2018 fue de 78,08 milanos/dormidero, mientras que en 2019 subió a 96,05 milanos/dormidero. La población invernante supera los 2.000 individuos y se caracteriza por estar sometida a importantes oscilaciones, sin poder determinar la causa de éstas. En 2019 el máximo número de milanos contabilizados en Huesca fue de 1.960 ejemplares el 6 de febrero;

Población invernante. Censo ECOGYP

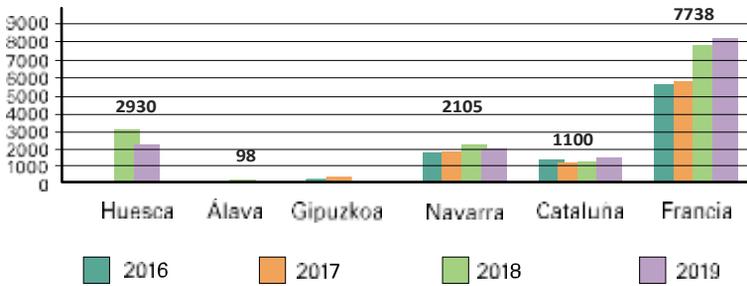


Fig. 8.- Evolución de la población de milano real invernante en el marco de ECOGYP entre 2016 y 2019. Como referencia se muestran los valores para el año 2018.

pero si tomamos los datos del censo de la segunda semana de enero, en concordancia con el censo realizado en otras Comunidades Autónomas, sería de 2.097 ejemplares. El número de dormideros en Huesca ha descendido en la zona pirenaica y ha aumentado en la zona de los Somontanos y norte del Valle del Ebro, muy probablemente ligado a la mayor disponibilidad de alimento. En 2018 se contabilizaron 8 dormideros que superan los 100 ejemplares (uno de ellos en las altas villas zaragozanas que alcanzó prácticamente los 500 ejemplares, 492) y el más grande se situó en Binaced superando los 1.000 ejemplares. En 2019, contando sólo la provincia de Huesca (sin las altas villas zaragozanas) se contabilizaron 10 dormideros con más de 100 ejemplares, de los que 7 superaron los 200, 4 los 300 y 2 con 442 y 649 respectivamente. Todos los dormideros de más de 100 ejemplares se localizaron en los somontanos y sector norte del valle del Ebro.

En Catalunya, al menos desde 2013, se realiza el censo de dormideros. El total de dormideros que se contabiliza en Cataluña es de 26, considerando los que no están ocupados todos los años o algunos que han llegado a desaparecer. En 2017, de los dormideros conocidos, se hizo el recuento en 9; en 11 en el año 2018 y en 12 en el año 2019. En el último censo, en 2019, el nº de individuos fue de 1.327: El aumento de la población desde el año 2013 al 2019 es más del doble (2,44) pasando de 543 ejemplares detectados en el año 2013 a los 1.327 ya indicados.

El último censo de dormideros de milano real invernante que se realizó en Gipuzkoa fue en el año 2017. Se hicieron recuentos de las aves en

dormideros previamente localizados. En los dormideros con pocas aves y buena visibilidad se contaron los ejemplares individualmente; en caso contrario se realizaron estimas. En el año 2017 se censaron seis grandes comederos de milano real en Gipuzkoa (16 – 67 individuos; informe inédito, HAZI) En Gipuzkoa, a diferencia de otros territorios, los dormideros de milano se localizan en pino insigne (*Pinus radiata*) como especie preferente, ubicándose el 97% de los dormideros en esta especie. Ni en 1994 ni 2004 se detectaron dormideros en Gipuzkoa; sin embargo en 2014 se localizaron 6 dormideros con un total de 161 milanos reales (27 milanos/dormidero). En los años siguientes se ha realizado un seguimiento de los dormideros observándose en 2015 y 2016 un descenso en el número de ejemplares detectados (133 y 134, respectivamente) que se atribuye a una disminución de la cobertura de seguimiento. En el año 2017 se contabilizaron 255 individuos en 11 de los 14 dormideros controlados.

El grueso de la población invernante de milano real en Araba se localiza al oeste de la comunidad, en las comarcas de las sierras occidentales y de Aiara-Ayala. En 2014 se estimó, para 299 ejemplares contabilizados en dormideros, una población invernante de 448 individuos, de los que el 81,3% se localizaron en estas dos comarcas (243 aves; Informe inédito DFA). Para el censo de dormideros en el año 2018 se revisaron 14 dormideros de los que 8 ya habían sido censados anteriormente, dando una cifra de mínima de unos 100 individuos (estimación); un valor que supondría un descenso en la población de más del 50% respecto al año 2014.

En Francia se ha producido un incremento significativo en el esfuerzo de censo; es posible que el incremento poblacional observado en la población invernante sea una consecuencia de este aumento del esfuerzo y no a un incremento poblacional. Le Ligue pour le Protection des Oiseaux (LPO) tenía entre los objetivos de este proyecto implicar a la población local, realizando campañas de para favorecer su participación. De manera independiente al perfil tipo del observador, se detectó una evolución positiva a nivel territorial comprobando, además, que el dormidero, como unidad de referencia, no se limita a un único árbol si no a un sistema más complejo que es utilizado en su conjunto, tanto a diario como estacionalmente. LPO considera que se trata de una línea de trabajo interesante y necesaria para estudiar y comprender adecuadamente la población. Para LPO supone un avance en la evolución del conocimiento sobre el comportamiento y uso del espacio de esta especie en su territorio de actuación. En cuanto a los

datos de censo se observa (véase ilustración 8) un incremento entre 2016 y 2019 de 1,48 al pasar de 5.513 individuos contabilizados a 8.136 pero que recordemos que, al menos parcialmente, puede deberse al aumento del esfuerzo de seguimiento.

Población reproductora

Dos tercios de la población reproductora de milano real se concentran, en España, en siete provincias (Molina, B 2015). Huesca y la Comunidad Foral de Navarra (que es considerada como provincia en la monografía de 2014 de esta especie) son dos de esos núcleos más importantes para el milano real a nivel estatal. En esta monografía se habla de la fuerte reducción del área de distribución de la especie, que afecta principalmente a las poblaciones más meridionales y marginales, una situación que se da en el sur de Aragón. En Teruel dejó de ser detectada a partir del año 1994 y en el Valle del Ebro para 2014 desaparecieron las poblaciones al sur del Ebro; por el contrario en Huesca, después del bajón poblacional inicial debido probablemente a un problema metodológico en la estima de 1994, se mantuvo la población entre 2004 y 2014 (Hernández, F.).

Población reproductora. Censo SEO

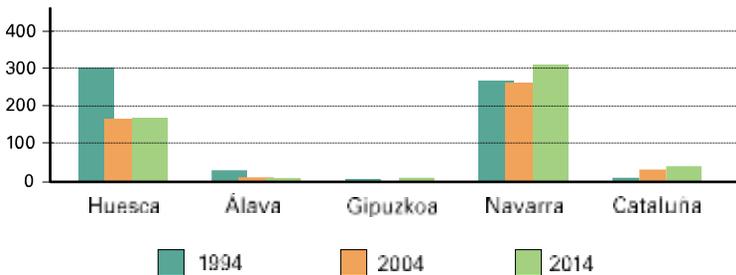


Fig 9.- Evolución de la población de milano real reproductor en los censos estatales. Fuente: SEO/BirdLife

En el caso de Cataluña, el núcleo de la población reproductora catalana se concentra en Lleida. Se observó en 2014 un aumento del área de distribución hacia las comarcas del sur de Lleida y Barcelona y la desaparición de los territorios existentes en el norte de Lleida. La tendencia de la población reproductora fue positiva; no obstante, según indican los autores, hubo una mejor cobertura de censo en algunas



zonas pero en la zona que se concentra el mayor número de territorios el esfuerzo fue igual al censo de 2004. Entre ambos años se pasó de 31 parejas en 2004 a 39 en 2014.

En el País Vasco aumentó en 2014 el número de cuadrículas de la especie, pudiéndose atribuir este crecimiento a la detección de un mayor número de territorios con reproducción segura en Gipuzkoa (Belamendia, G. & Elosegui, R. 2015) y constatándose que la especie presenta mayores densidades en la zona oriental, en el límite con Navarra. Araba perdió reproductores (un 37% en las sierras del sureste alavés) disminuyendo el número de territorios y marcando un cambio de tendencia en la población reproductora al establecerse nuevos territorios, tanto en Gipuzkoa como en las estribaciones del Gorbea o Llanada Alavesas (Belamendia, G.& Elosegui, R. 2015).

Por otro lado es la zona media norte de Navarra la que acoge la mayor densidad de milano real en Navarra (Dean, J.I. 2015). Los datos de cada censo realizado en la Comunidad Foral en las monografías de SEO muestran el incremento poblacional entre 1994 y 2014, manteniéndose en 2004; estableciéndose para 2014 la población

reproductora entre los 314 territorios controlados mediante búsqueda y una estima de 400 parejas obtenida mediante la realización de transectos en vehículo (Dean, J.I. 2015). En el caso de Francia disponemos de los datos de seguimiento de los años 2012, 2013 y 2014. Se observa un incremento notable entre los años 2012 y 2013, pasando de 128 parejas controladas en 2012 a 201 en 2013, lo que supone un aumento de 1,54. En el año 2014 se llegaron a controlar 198 parejas.

Con el proyecto ECOGYF se ha continuado con el control de la fracción reproductora, pero no todos los socios han realizado el seguimiento de la reproducción del milano real, ni los que han participado han coincidido siempre en las temporadas de seguimiento (tabla 5).

Año	GAN/NIK	FCLP/GC	GA	HAZI/DFG	DFA	LPO
2016				X		X
2017			ZP	X		X
2018	ZP		X			X
2019	ZP		X			X

Tabla 5.- Años de realización por del censo de la población de milano real reproductor en el marco de ECOGYF. X, año de censo; ZP, seguimiento parámetros reproductivos en zonas piloto. GAN/NIK, Gestión Ambiental de Navarra; FCLP/GC, Fundación Cataluña La Pedrera/Generalitat de Catalunya; GA, Gobierno de Aragón; HAZI/DFG, HAZI/Diputación Foral de Gipuzkoa; DFA, Diputación Foral de Araba; LPO; Ligue pour la Protection des Oiseaux.

Navarra realizó en 2018 una estima de la población reproductora de milano real y en 2018 y 2019 un control de zonas piloto para la estima de los parámetros reproductores. La estima de la población reproductora se basó en un trabajo previo desarrollado por el Dr. David Campión de respuesta de las rapaces forestales a diferentes agrosistemas. El estudio se fundamentó, someramente, en el control de la presencia de rapaces desde puntos elegidos previamente en un estudio. Desde esos puntos y en fechas concretas se realizaron conteos de las rapaces que eran avistadas. A partir del trabajo de campo se realizó una estima de densidad por zonas, no sólo del milano real, sino también de otras rapaces.

De los 5.045 individuos avistados durante la monitorización, en total se identificaron 234 milanos reales. Con las observaciones se elaboró un mapa de densidad en el que se refleja con claridad dentro del área de estudio las zonas con mayor presencia de la especie, al NE de la comunidad (Fig. 10; informe inédito, GAN).

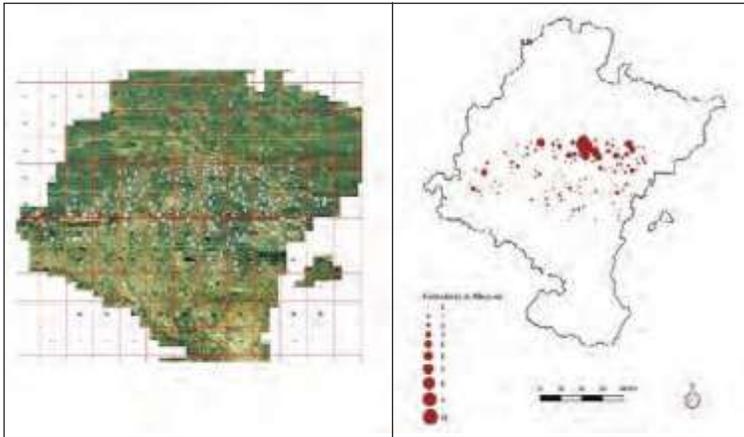


Fig 10.- Derecha: área de estudio, con la malla de puntos de observación organizada por cuadrículas UTM 10 x 10 Km. Izquierda: datos de densidad de las observaciones obtenidos. Año 2018. Fuente: GAN-NIK.

En Navarra en contraste al aumento de las parejas reproductoras en zonas atlánticas se observa una caída de éstas en las zonas más mediterraneizadas (recordemos, por ejemplo, que en Gipuzkoa se han colonizado áreas con pluviometrías de 2500 mm; Belamendia, G.& Elosegui, R. 2015). Se han constatado las consecuencias de un aumento de la despoblación con el consiguiente abandono de las labores agropecuarias y la homogeneización del paisaje: disminución de la superficie de prados, avance del bosque, etc. propiciando el descenso de las poblaciones de milano (y alimoche) Como la fracción reproductora se mantiene es muy probable que el descenso poblacional afecte a la fracción flotante que, al fin y al cabo, son el buffer que mantendrá la población reproductora. Si se confirmara esta situación, se plantea de cara al futuro un importante problema de conservación para el milano real. En cuanto a los valores de productividad en las zonas piloto tenemos que en 2018 y 2019 se siguieron las mismas zonas observando que a los territorios controlados en 2018 ($n = 32$) se le sumaron en 2019, 8 nuevas parejas/territorios. El éxito reproductor en el año 2018 en esta misma zona se estableció en 0,73 pollos/unidad con puestas, volando 8 pollos de los cinco nidos que tuvieron éxito, con una tasa de vuelo de 1,6 pollos/nidada exitosa; sin embargo en 2019 volaron 17 pollos de 14 nidos, lo que aporta una tasa de vuelo de 1,21 pollos/nidada exitosa (informe inédito, GAN).

En Gipuzkoa, como ya se ha dicho, la distribución principal se sitúa en su zona oriental, en la franja con Navarra. La ausencia previa de

territorios reproductores en 2004 y su presencia en 2014 indica que la colonización se realizó en ese intervalo de años, apuntándose como fecha más segura entre los años 2008 y 2010. Se baraja la hipótesis de que la población guipuzcoana y la navarra estuvieran relacionadas y que la colonización del área oriental guipuzcoana fuera fruto de la expansión desde Navarra. Como ocurría con los invernantes, los nidos se sitúan en pinos de las especie *Pinus radiata*, especie forestal muy presente en Gipuzkoa y norte de Navarra, planteándose como un riesgo para la conservación de esta especie la eliminación de estas masas forestales como consecuencia de su baja rentabilidad económica.

Año	T. controlados	T con puesta	Nidada con éxito	Volantones
2016	16	12	6	13
2017	18	15	11	21

Tabla 6.- Resultados de los censos reproductores de milano real en Gipuzkoa.

Desde el año 2014 hasta el 2017 se han realizado censos de la población reproductora guipuzcoana de milano real; se exponen en la tabla 6 los resultados de los censos correspondientes a los dos primeros de ECOGYP: años 2016 y 2017. A partir de estos datos se calculan los parámetros reproductores para esta población (tabla 7).

Año	Productividad	Éxito reproductor	% éxito nidada	Tasa en vuelo
2016	0,81	1,08	0,50	2,17
2017	1,17	1,40	0,73	1,91

Tabla 7. Parámetros reproductores de milano real en Gipuzkoa. Productividad = nº volantones/ nº territorios controlados; Éxito reproductor = nº volantones/ nº territorios con puesta; %éxito nidada = nº nidadas con éxito/ nº territorios con puesta; Tasa de vuelo = nº volantones/nº nidada con éxito.

Según indica el informe realizado por HAZI del censo de 2017, la productividad registrada de milano real en Gipuzkoa se encuentra por debajo de las de otras poblaciones europeas aunque exista una tendencia a que la productividad vaya disminuyendo conforme disminuye la latitud (hacia el sur). Al margen de esta tendencia, en el informe plantean la hipótesis de que la baja productividad guipuzcoana esté más relacionada con una reducción del tamaño de la pollada durante la crianza que con el efecto latitudinal, puesto que el tamaño de la puesta y la fecundidad parecen no variar (Mougeot *et al.* 2011 en informe inédito, HAZI/DFG) lo que implicaría una baja calidad del hábitat en relación a la inadecuada disponibilidad trófica. Según indican en el informe, la hipótesis de una baja calidad del hábitat podría estar

apoyada en el hecho de la baja densidad observada y elevado espaciamiento de los territorios, en una especie tendente al agrupamiento en territorios óptimos. Sin embargo no habría que descartar otras consideraciones como la reciente colonización de esa área, variaciones metodológicas, tamaño muestral o la corta serie de datos anuales disponibles.

En Aragón se han realizado los censos de milano real reproductor en los años 2018 y 2019. Los datos de 2019, a fecha de esta publicación, están siendo tratados por lo que la referencia al estado de la población reproductora se fundamentará en los datos de 2018. Aragón, hasta el momento, controlaba los parámetros reproductores y el estado de la población al tiempo que se hacían los censos nacionales. Es a partir de ECOGYF cuando se ha establecido la necesidad de realizar controles sobre el estado de la población de manera más rutinaria, considerando que se trata de una especie en peligro de extinción (Real Decreto 139/2011, BOE-A-2011-3582) y la importancia que tiene en el ámbito Nacional y Europeo la población oscense. En este censo no se han realizado transectos en automóvil por lo que no existe una estimación de la población reproductora de Huesca. Se han realizado seguimientos de los enclaves de nidificación contando con el trabajo de los Agentes de Protección de la Naturaleza (APN) y de la empresa pública SARGA. Las deficiencias encontradas en este primer muestreo, fuera del ámbito de los censos nacionales, se han corregido en el trabajo de 2019. Según los datos recabados en Aragón se controlaron en 2018 123 parejas/territorios; de ellas 90 iniciaron la reproducción (realizaron puestas) pero sólo llegaron a tener éxito 41 nidos; el resto fracasó, volando 55 jóvenes. Los datos son preocupantes porque los parámetros reproductores son muy bajos: productividad, 0,45; éxito reproductor, 0,61; % de nidadas con éxito, 0,46 y tasa de vuelo, 1,34 (la definición de los parámetros se encuentra en la tabla 7). Es necesario puntualizar que, en nuestra opinión, son valores que deben ser tomados con cautela, porque ha podido existir una menor intensidad de muestreo que explicaría estos datos tan bajos.

Respecto a Francia en el seguimiento de la fracción reproductora de milano real existen dudas sobre si los datos disponibles son comparables: según la información facilitada por los técnicos franceses existen tanto diferencias significativas en el esfuerzo de seguimiento como falta de experiencia de los observadores. Entre los años 2016 y 2019 se observó en primer momento un aumento de la población en 1,06, pasando a controlar 210 parejas para, en 2018, controlar tan sólo

118 y en 2019, 72; muy probablemente sea debido a esas diferencias en el esfuerzo. Podemos decir que se sabe que volaron 292 jóvenes, en 2016; 309 en 2017; 112 en 2018 y 74 en el año 2019. Las tasas de vuelo para estos años han sido (de 2016 a 2019): 1,67; 1,52; 1,44 y 1,54.

En Francia se han analizado las causas de mortalidad de 21 milanos reales sobre un total de 47. Se ha podido determinar las principales causas de mortalidad son el envenenamiento por plomo y otras sustancias ilegales. El 50% de los casos analizados está directamente relacionado con la intoxicación directa, pero esta proporción se incrementa si se consideran los ejemplares que están sometidos a exposición del plomo o los venenos, a un 83%. Estas causas de mortalidad no natural se están produciendo en todas las regiones del proyecto; de manera generalizada se tiene constancia de que existe una alta tasa de mortalidad en esta especie relacionada con los rodenticidas, el plomo y las líneas de distribución eléctrica con riesgos tanto de choque como de electrocución. Son riesgos que parece ser inherentes a la especie y para lo cual será de gran utilidad la información suministrada por los individuos marcados con emisores en el ámbito del proyecto. Como se refleja en la tabla 5, Francia ha realizado censos de la fracción reproductora de milano real en 2016, 2017, 2018 y 2019. Los resultados de los parámetros reproductores para el periodo 2016-2019 se exponen en la tabla siguiente:

	2016	2017	2018	2019
Tasa de ocupación	0,89	0,84	0,83	0,85
Tasa de producción	0,83	0,97	0,66	0,67
Tasa de fracaso en la incubación o crianza	0,16	0,03	0,25	0,29
Tasa de abstención	0,02	0	0,12	0,06
Éxito reproductivo	1,42	1,48	1,08	1,09
Tamaño de las familias	1,69	1,53	1,44	1,54

Tabla 8.- Parámetros reproductores de milano real en Francia. Tasa de ocupación = nº territorios ocupados/nº territorios controlados; Tasa de producción = parejas con nidadas con éxito/nº parejas seguidas; Tasa de fracaso en la incubación y la crianza = nº parejas fracasadas/nº parejas con puesta; Tasa de abstención = nº parejas no reproductoras/nº parejas seguidas; Éxito reproductivo = nº pollos volados/nº parejas con puesta y Tamaño de familia (tasa de vuelo) = nº pollos volados/nº parejas con nidadas con éxito.

Buitre leonado

La población europea de buitre leonado constituye el 10% de la población mundial, según la IUCN, se trata de una especie en crecimiento en Europa que, además, ha tenido programas de reintroducción en Francia e Italia:

(<https://www.iucnredlist.org/es/species/22695219/118593677#population>).

Según datos de 2017 de BirdLife internacional en España se localiza el 90 % de la población europea y Francia alberga el 3% de ésta (tabla 9).

Nº parejas (2017)		
	Mínimo	Máximo
EU	33.832	40.867
FR	1.100	1.100
%FR	3,25%	2,69%
ES	30.946	37.134
%ES	91,47%	90,87%

Tabla 9.- Población de buitre leonado en Europa (EU) y su peso en Francia (FR) y España (ES). (Fuente: BirdLife Internacional, 2017a).

De los socios de ECOGY, las regiones meridionales realizaron censos absolutos de la población reproductora de buitre leonado coincidiendo con el censo nacional promovido por SEO. Francia, no participó en el control poblacional de la especie. La participación de los socios españoles en este censo no fue simultánea; mientras que Navarra y Araba lo realizaron en el año 2019, el resto de los territorios lo hicieron en el año 2018.

Si se analizan el número de unidades censadas, Aragón con un 15,67% de la población reproductora censada, es la Comunidad Autónoma que se sitúa en segundo lugar a nivel estatal mientras que Navarra estaría en el quinto lugar con un 8,7% (las cinco primeras comunidades aportan el 73,41% de la población estatal censada), en el séptimo lugar estaría Catalunya con un 5,3% y en el noveno el País Vasco con un 2.8% (Del Moral, J. C. y Molina, B. 2018).

La tendencia respecto del número de colonias del territorio ECOGY, de manera general, es la misma que en el resto de la península; aumenta el número de colonias de menor tamaño, aunque Navarra



sigue siendo de las Comunidades Autónomas en dónde aún existen grandes colonias (9 de 26) entre las que destacan Arbayún y Lumbier con 199 parejas y 186 parejas en 2019 (Del Moral, J. C. y Molina, B. 2018) (véase tabla 10). Al fijarnos en las regiones de ECOGYF observamos que, exceptuando en Araba, el número de colonias había aumentado (Araba pierde un 8,3% de las colonias); sin embargo y en contra de la tendencia estatal y la de los territorios ECOGYF, tanto en Huesca como en Araba y en Navarra disminuyeron el número de parejas respecto al 2008 (Huesca bajó un 0,69%; Araba un 7,18% y Navarra un 3,70%) mientras que Gipuzkoa creció un 52,25 % y Catalunya un 73,38%; las dos regiones crecieron por encima de los valores medios de los territorios ECOGYF, que creció un 10,22% y del Estado, que tuvo un aumento del 25,75% respecto al 2008 (véase tabla 10).

	2008			2018		
	Nº colonias	Nº parejas aisladas	Nº parejas máximo	Nº colonias	Nº parejas aisladas	Nº parejas máximo
HU	99	13	1.727	184	41	1.715
ARB	36	3	529	33	8	491
GPK	12	6	178	21	4	271
NAV	80	4	2.783	85	2	2.680
CAT	124	35	939	170	23	1.628
EGP	351	61	6.156	493	78	6.785
ES	1.560	225	24.609	2.544	533	30.946

Tabla 10.- Número de colonias y de parejas aisladas criando en los territorios de ECOGY. Se aporta también el dato total en el ámbito del proyecto y el resultado a nivel Estatal.

Fuente: Población reproductora en 2018 y método de Censo.

SEO/BirdLife. HU, Huesca; ARB, Araba; GPK, Gipuzkoa; NAV, Navarra; CAT, Catalunya; EGP, Regiones españolas del proyecto; ES, España.

La productividad (número de jóvenes buitres que vuelan respecto al número de parejas de buitres que se controlan) y el éxito reproductor (número de jóvenes buitres que vuelan respecto al número de parejas de buitres inician la reproducción) en el censo estatal de 2018 se situó en 0,56 y en 0,63 respectivamente (Del Moral, J. C. y Molina, B. 2018) marcando una tendencia descendente para los dos parámetros. Las razones son difíciles de determinar con tan sólo 4 censos. En la monografía del Censo de 2018 de SEO/BirdLife se plantea como una posible causa las condiciones meteorológicas; 2018 fue una primavera muy lluviosa y eso quizás pudo afectar a estos parámetros.

En el territorio ECOGY tanto la productividad como el éxito reproductor han ido disminuyendo a lo largo de los censos: en Huesca se pasó de un éxito reproductor de 0,83 a final del siglo XX a 0,59 en 2018, a la vez que su población se estabilizó en 2018 (Hernández, F. 2018); Catalunya ha ido disminuyendo sus parámetros hasta unos valores de 0,58 y 0,69 de productividad y éxito reproductor respectivamente, mientras su población sigue aumentando desde los 90 (García, D. *et al.* 2018); Navarra ha sufrido una disminución de la productividad del 2535% (Camió, D. 2018) y su población está estabilizada o ha disminuido ligeramente desde el año 2012; en Araba, la productividad (0,57) y el éxito reproductor (0,62) es similar a los valores

estatales y su población ha disminuido (Carreras, J. 2018) de manera similar a lo sucedido con las poblaciones navarras y oscenses; Gipuzkoa no muestra grandes variaciones en la productividad y el éxito reproductor, manteniendo unos valores de 0.63 y 0.69 respectivamente, no hallándose relación entre el tamaño de la colonia o su antigüedad (las colonias de mayor tamaño generan más interacciones entre sus individuos afectando, a la baja, a los parámetros reproductores) y los parámetros reproductivos y la población nidificante sigue creciendo sin apreciarse indicios de estabilización o saturación de las colonias existentes (Fernández, J.M. 2018).

En el ámbito de ECOGYP podemos observar dos tendencias: una representada por Catalunya o Gipuzkoa, en las que probablemente aún queden sitios adecuados por colonizar y una disponibilidad trófica suficiente y, otra, el ejemplo de Navarra que representaría a las regiones del ECOGYP cuyas poblaciones estarían estabilizadas o en ligera regresión, probablemente como consecuencia de la falta de sitios óptimos para la reproducción (debiendo recurrir a enclaves subóptimos) y/o de cambios en la disponibilidad de los recursos tróficos (el tipo de recurso, predictibilidad, cantidad de biomasa aprovechable, etc). La disponibilidad de recursos es un factor limitante para determinar el tamaño de las poblaciones y la capacidad de carga en un área (Hanski *et al.* 1993). Además, en el caso del buitre leonado se trata de una especie extremadamente sensible a los cambios en la disponibilidad trófica; cambios del 1 – 2 % en la mortalidad de la cabaña ganadera pueden afectar a la cantidad de carroña disponible influyendo en la dinámica poblacional (Margalida *et al.* 2018). Sabemos de la capacidad que tiene esta especie para redistribuir sus efectivos en función de la disponibilidad de alimento (Campion, D. 2018) y del tamaño medio de la carroña (que ha ido disminuyendo); favoreciendo la mayor eficiencia reproductiva en las poblaciones pequeñas y medianas respecto a las más densas (Del Moral, J.C. 2018). Se podría explicar, en función de los cambios en la disponibilidad de cadáveres adecuados, la redistribución de la población hacia las zonas con menor densidad poblacional y la disminución en los parámetros reproductores (Del Moral, J.C. 2018). Es evidente que ésta es sólo una posibilidad que juega su papel en el marco de un conjunto mayor de variables.

Buitre negro

Dentro del territorio de ECOGYF esta especie solo está establecida en Catalunya. La población reproductora existente proviene de un proyecto de re-introducción iniciado en 2007 que ha contado con la participación de la Generalitat de Catalunya, la Fundación Catalunya La Pedrera, la Fundación Trencà y el Grupo de Rehabilitación de la Fauna Autóctona y su Hábitat en el Prepirineo de Lleida y se localiza dentro de la ZEPA Serra de Boumont - Pallars Jussà. La colonia está formada, según datos del 2018, por 64 ejemplares, de los cuales 24 son flotantes. Durante el año 2016 visitaron la colonia al menos 48 individuos exógenos y, al menos, otros 40 en el 2018. Las visitas proceden de Francia, en invierno, y de la península ibérica en primavera-verano.

El número de ejemplares liberados es variable entre los dos núcleos (Boumont y Alinyà) y entre los distintos años, pero la evolución de la población reproductora sigue una tendencia positiva (Fig. 10).

Evolución del número de parejas de buitre negro en los Pirineos

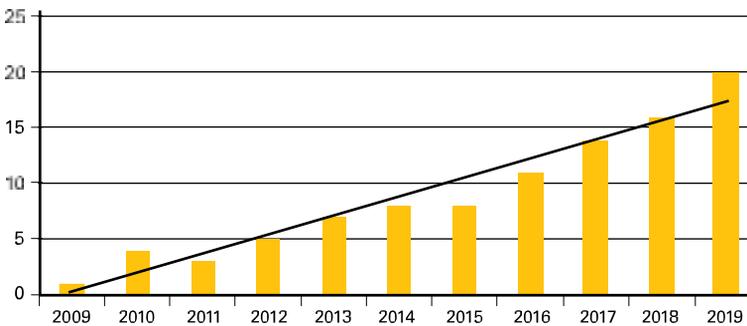


Fig. 10.- Evolución de la población reproductora de buitre negro en el pirineo catalán en relación al número de parejas. Fuente de los datos: GREFA-TRENCA.

Para la anualidad de 2017, año de realización del primer censo coordinado tras el inicio de este proyecto de reintroducción en el Pirineo, los parámetros reproductores en Catalunya fueron los más bajos registrados en las distintas poblaciones españolas (monografía SEO, 2017). Sin embargo, a pesar de este dato, la tendencia general desde el primer año en el que se produjo la primera reproducción exitosa, en 2010, es ligeramente positiva para ambos parámetros (Fig. 11).



En 2019 el éxito reproductor fue de 0.36 y la tasa de vuelo de 0.5 pollos volados / nidada exitosa

Monografía de SEO:

<https://www.seo.org/boletin/seguimiento/censos/45%20buitre%20negro/pdf/SEO%2045%20Buitre%20negro.pdf>

Evolución del número de parejas de buitre negro en los Pirineos

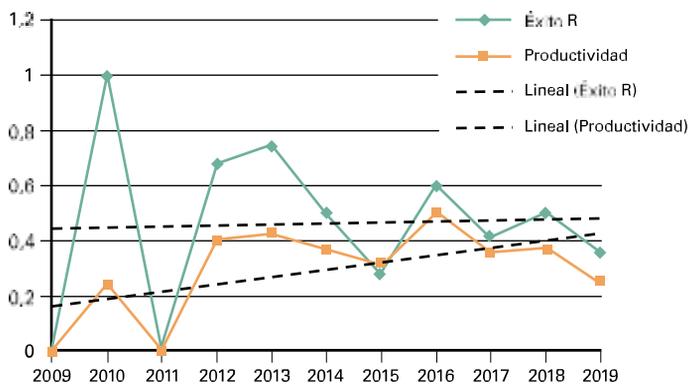


Fig.11.- Evolución de los parámetros reproductores de buitre negro en el pirineo catalán. Fuente de los datos: GREFA-TRENCA.

Conclusiones

El desconocimiento del estado poblacional de las especies y el seguimiento a lo largo de los años con una frecuencia aceptable es uno de los grandes vacíos que necesitan ser solventados para poder planificar una correcta gestión de la biodiversidad. Por ello, como se ha mencionado en el prólogo, se ha dedicado un esfuerzo considerable para mejorar el conocimiento del estado actual de las poblaciones objetivo dentro de ECOGYF.

Si bien el esfuerzo ha sido variable en cuanto a frecuencia y especies si se consideran los distintos territorios de los socios de manera individualizada, al hacerlo como una unidad funcional, en el área de actuación de ECOGYF prácticamente todas las especies objetivo cuentan con un seguimiento anual en al menos uno de los territorios, que pudieran ser considerados a modo de "zona piloto" dentro del macizo pirenaico. No obstante, esto no es suficiente para la determinación del estado de las poblaciones. Ejemplos como los de Navarra en su seguimiento del milano real invernante o el de todos los socios con el quebrantahuesos deben ser la aspiración a nivel regional: series largas de datos y seguimientos anuales, o con una frecuencia y esfuerzo suficientes y homogéneos para el correcto diagnóstico poblacional. Alcanzar este objetivo requiere de la coordinación entre las administraciones; es fundamental tener una imagen global del estado poblacional en el entorno pirenaico. Es necesario seguir con la línea de trabajo emprendida en ECOGYF para poder así tener un enfoque conjunto de las estrategias de gestión más idóneas que permitan conservar las poblaciones de necrófagas actuales a la vez que fomentar su dispersión y colonización de otros territorios óptimos. Todo con el fin último de poder llegar a escenarios futuros sin la ahora necesaria intervención antrópica en su conservación.

En relación a los resultados preliminares, que deben ser tratados con cautela ya que la serie de datos resulta heterogénea y corta, se pueden intuir algunas tendencias poblacionales. Los datos de ECOGYF parecen confirmar la ya constatada saturación de la población pirenaica de quebrantahuesos; en relación con el alimoche, los servicios reproductores de la población son aparentemente más elevados en el sur de los Pirineos donde además se concentra el 82,9% de los territorios controlados, especialmente en Navarra, que concentra el 32,01% del total de territorios. La fracción invernante del milano real ha sido

censada en dormideros por la mayoría de los socios en el año 2018; Francia aporta el mayor número de individuos censados: 7.738 mientras que en el lado español, el número de invernantes se ha estimado en 6.233, siendo Huesca la provincia que aportó la mayor cantidad (47%). En cuanto al contingente reproductor, Navarra lo mantiene, a pesar de haber detectado una disminución en el número de milanos observados, valorando la existencia de un buffer importante de flotantes que compensaría la disminución de los reproductores. Tanto Navarra como Guipúzcoa consideran que la ocupación del pino insigne, como árbol principal, por parte del milano real puede suponer a la larga un problema de conservación por la eliminación de las masas forestales de esta especie como consecuencia de su escaso valor económico; Aragón hizo en 2018 un censo completo obteniendo tasas de vuelo de 1,34 observándose un ligera disminución del tamaño de la población y en el caso de Francia, lleva haciendo censos absolutos durante todo el periodo del proyecto habiéndose detectado en 2018 un descenso en la población reproductora que puede ser achacado a un cambio en el esfuerzo de seguimiento. El buitre leonado, en Gipuzkoa y Catalunya, a diferencia del resto de territorios y de la tendencia estatal que reflejan una estabilización o incluso ligera regresión, la población sigue aumentando posiblemente por la existencia de hábitats óptimos aún sin colonizar. Por último, el proyecto de reintroducción de buitre negro en los Pirineos llevado a cabo por Catalunya está arrojando resultados positivos en cuanto a la tendencia poblacional aunque con valores de los parámetros reproductores por debajo de los obtenidos a nivel estatal. De nuevo, se considera fundamental y necesario seguir profundizando en el estado poblacional de las especies y en las dinámicas pirenaicas.

Bibliografía

Generalitat de Catalunya, Gobierno de Aragón, Gestión Ambiental de Navarra – Gobierno de Navarra, Hazi-Diputación Foral de Gipuzkoa, Diputación Foral de Álava, PACT Andorra, LPO / Réseau Casseur d'os, E. Kobierzycki – Nature en Occitanie, Fundación Catalunya La Pedrera, Fundación Trenca, Grupo de Rehabilitación de la Fauna Autóctona y su Hábitat y SEO/BirdLife.

Belamendia, G. y Elosegui, R. 2015. Resultados por comunidades autónomas y provincias: País Vasco. En B. Molina: El Milano real en España. III Censo Nacional. Población invernante y reproductora en 2014 y método de censo, pp 213–221.

BirdLife International 2017^a. European Birds of conservation concern: population trends and national responsibilities. Cambridge, UK: BirdLife International.

Campión, D. 2018. Censo de la población de buitre leonado en Navarra en 2018. En: J.C. del Moral y B. Molina (Eds.). El buitre leonado en España, población reproductora en 2018 y método de censo, pp, 137–141. SEO/BirdLife. Madrid.

Carreras, J. 2018. Censo de la población de buitre leonado en Araba en 2018. En: J.C. del Moral y B. Molina (Eds.). El buitre leonado en España, población reproductora en 2018 y método de censo, pp, 144–147. SEO/BirdLife. Madrid.

Dean, J.I. 2015. Resultados por comunidades autónomas y provincias: Navarra. En B. Molina: El Milano real en España. III Censo Nacional. Población invernante y reproductora en 2014 y método de censo, pp 209–212.

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

Del Moral, J.C. 2018. Censo de la población de buitre leonado en el País Vasco en 2018. En: J.C. del Moral y B. Molina (Eds.). El buitre leonado en España, población reproductora en 2018 y método de censo, pp, 141–144. SEO/BirdLife. Madrid.

Fernández, J.M. 2018. Censo de la población de buitre leonado en Gipuzkoa en 2018. En: J.C. del Moral y B. Molina (Eds.). El buitre leonado en España, población reproductora en 2018 y método de censo, pp, 147–150. SEO/BirdLife. Madrid.

Hanski, I., Turchin, P., Korpimäki, E., Henttonen, H., 1993. Population oscillations of boreal rodents: regulation by mustelid predators leads to chaos. *Nature* 364, 232–235.

Hernández, F. 2015. Resultados por comunidades autónomas y provincias: Aragón. En B. Molina: El Milano real en España. III Censo Nacional. Población invernante y reproductora en 2014 y método de censo, pp 169–173.

Hernández, F. 2018. Censo de la población de buitre leonado en Aragón en 2018. En: J.C. del Moral y B. Molina (Eds.). El buitre leonado en España, población reproductora en 2018 y método de censo, pp, 51–57. SEO/BirdLife. Madrid

Margalida, A.; Colomer, M.A.; Oro, D.; Arletaz, R. & Donazar, J.A. 2015. Assessing the impact of removal scenarios on population viability of threatened, long-lived avian scavenger. *Scientific Reports*. DOI: 10.1038/srep16962.

Margalida, A y García, D. 2015. . Resultados por comunidades autónomas y provincias: Cataluña. En B. Molina: El Milano real en España. III Censo Nacional. Población invernante y reproductora en 2014 y método de censo, pp 192–194

Margalida, A; García, D. y Millet, A. 2018. Censo de la población de buitre leonado en Cataluña en 2018. En: J.C. del Moral y B. Molina (Eds.). El buitre leonado en España, población reproductora en 2018 y método de censo, pp, 96–104. SEO/BirdLife. Madrid

Margalida, A; Oliva-Vidal, P.; Llamas, A; Colomer, M.A. 2018. Bioinspired models for assessing the importance of transhumance and transboundary management in the conservation of European avian scavengers. *Biological Conservation*. 228, 321–330.

Margalida, A y Martínez, J.M. D (Eds.) 2020 El quebrantahuesos en España, población reproductora en 2018 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid

Molina, B. (Ed.) 2015. El Milano real en España. III Censo Nacional. Población invernante y reproductora en 2014 y método de censo. SEO/BirdLife.Madrid.

Análisis del uso del espacio de las especies de aves necrófagas.

Seguimiento telemétrico del milano real.

José María Martínez González¹

Introducción

Con el objetivo de estar en disposición de un conocimiento lo más completo posible de cualquier especie, el uso del espacio de la misma resulta vital para la obtención de información acerca de distintos requerimientos. El equipamiento de individuos con emisores GPS nos permite conocer el qué, el cómo, el cuándo y el dónde de ese ejemplar y por tanto, con un tamaño muestral representativo de la población, nos reporta datos extremadamente útiles para la determinación de los riesgos existentes para su conservación a nivel de especie, conocer las zonas de alimentación, reposo y reproducción o los patrones de migración. Este tipo de información es fundamental para establecer unos criterios de gestión adecuados y permite mejorar la evaluación y prevención de las causas de mortalidad no naturales.

Es por ello que los socios de ECOGYF han equipado durante el proyecto a 115 individuos con emisores GPS: 25 quebrantahuesos, 9 alimoches, 30 buitres leonados y 51 milanos reales.

.....
¹Gobierno de Aragón
Servicio Provincial de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente de Huesca
Correo electrónico: jmmartinezgo@aragon.es

Pilar Oliva Vidal





El marcaje de los individuos (bien con GPS o bien con sistemas clásicos como las bandas alares o las anillas de lectura a distancia), así como el análisis de los datos enviados por los emisores satelitales, se encuadra en la acción 3.3. “Análisis del uso del espacio” del proyecto. Algunas de estas actuaciones han sido posibles gracias a la colaboración de entidades fuera del partenariado, como la Universidad de Lleida, Instituto de Recursos Cinegéticos (IREC) del CSIC o SEO/BirdLife. Pero además, cabe destacar que la red de trabajo creada en ECOGYF ha tenido algunos de sus mayores hitos de colaboración en el marco de esta acción: consenso sobre el equipo más adecuado para el marcaje del milano real, participación de los Grupos de Intervención en Altura (GIA) de las guarderías de protección de la naturaleza de los Gobiernos de Navarra y de Aragón así como el equipo de GA – SARGA en la captura y equipamiento con emisores GPS de los buitres leonados equipados por Hazi-DFG o el acceso del partenariado a los datos en tiempo real de individuos marcados en distintos territorios (por el momento los de Navarra, Francia, Aragón) a través de la plataforma movebank (www.movebank.org).

Dentro de los marcajes, resulta especialmente significativo el esfuerzo realizado con el milano real. No sólo por ser la especie de la que más individuos han sido equipados, sino porque a pesar de ser una especie catalogada en Peligro de Extinción en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas; BOE-A-2011-3582) son insuficientes los recursos que han sido destinados a mejorar su estado de conocimiento. A pesar de ser un ave que ha experimentado una ligera recuperación en los últimos años (ver el artículo precedente de esta publicación “Seguimiento de las poblaciones de rapaces necrófagas en el Pirineo”) no hay que perder de vista la significativa tasa de mortalidad (Tenan *et al*, 2012) no natural de esta especie vinculada a la persecución directa, a los envenenamientos directos o indirectos (especialmente con rodenticidas) o a la electrocución. Del seguimiento telemétrico de esta especie se espera que reporte datos que ayuden a determinar las principales causas de mortalidad y sumideros dentro del territorio ECOGYF para esta especie.



Fig. 1.- Ejemplar de milano real encontrado electrocutado al pie de un apoyo de una línea eléctrica de distribución.

Seguimiento telemétrico del milano real

El milano real es un migrador parcial. En los Pirineos encontramos una fracción residente, reproductora, a la que se suman en la invernada un elevado contingente de individuos llegados de Europa central. Es la única necrófaga facultativa de las especies objetivo de ECOGYF; tiene una dieta muy variada que va desde insectos hasta micro-mamíferos y pequeñas aves, incluyendo las carroñas de tamaño pequeño. Está muy ligada al hombre, del que obtiene una gran

cantidad de recursos en los basureros, muladares, granjas o carreteras. Su hábitat característico es un mosaico de áreas abiertas para la búsqueda de alimento con presencia de arbolado, con porte, en el que poder criar, ocupando preferentemente la montaña media y las zonas de pie de monte. La ausencia de árboles adecuados es actualmente un problema importante para la conservación de esta especie, tanto en el periodo reproductor como en la invernada. El seguimiento satelital del milano real tiene especial importancia para constatar su adaptación a la desaparición de las actividades agropecuarias (pérdida de hábitat adecuado) y a la forma en el que la sociedad actual hace uso del medio ambiente (incremento de las molestias). Permitirá conocer, a escala local, las zonas de aprovechamiento de los recursos, el uso de los dormideros, desplazamientos migratorios y evaluar con mayor precisión tanto los riesgos y amenazas como las causas de mortalidad no natural, pudiendo, además, conocer sus tasas de supervivencia. El conocimiento de esta información, junto al cálculo de otros parámetros demográficos y el conocimiento de los riesgos, amenazas y causas de mortalidad, facilitará establecer en qué estado se encuentra la población y poder diseñar de manera más afinada medidas de conservación adecuadas.

Metodología empleada

Cualquier procedimiento de captura y marcaje requiere de una planificación previa en función de distintas circunstancias: lugar de marcaje, periodo fenológico o edad del ejemplar que se prevé marcar. Es evidente que no es lo mismo acceder a un nido para marcar a uno de los volantones que intentar capturar un milano real durante la invernada o en el momento de la dispersión. No es lo mismo marcar un adulto que un pollo y no es igual hacerlo fuera del periodo reproductor que durante éste. Durante el proyecto el esfuerzo de capturas para el marcaje de milanos reales se ha realizado durante los años 2018 y 2019, pudiendo separar las capturas en tres grupos en función de los objetivos: individuos reproductores, es decir adultos al final de periodo reproductor; ejemplares invernantes en el entorno de los dormideros o individuos fuera del periodo reproductor y pollos en nido, cogidos en la edad adecuada. Cada uno de los tres grupos tiene sus características, pero todas pasan por un seguimiento intenso de los sitios o de los nidos en los que se piensa realizar la captura y el de los individuos, las parejas o pollos que se piensa capturar para marcar.



Fig. 2.- Búho real empleado en la captura de milano real reproductor.

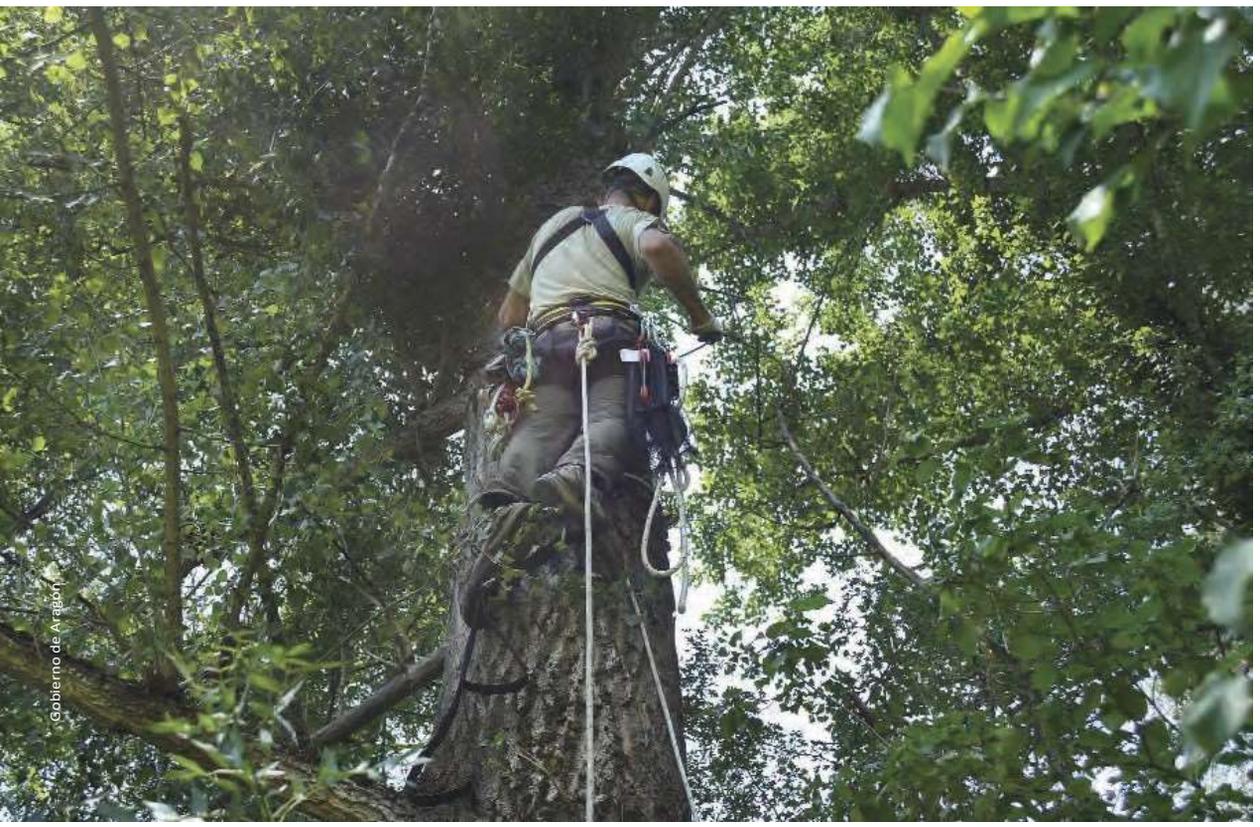
Fig. 3.- Parrilla de lazos.





Fig. 4.- Red de cañón.

Fig. 5.- Especialista del Grupo de Intervención en Altura (GIA) del Gobierno de Aragón, ascendiendo por el tronco de un árbol.



Individuos reproductores

En general han sido capturados mediante el uso de una red dho-gaza y un búho real (véase Fig. 2) que actúa como un potencial depredador. Los ejemplares reproductores, con pollos en el nido, defienden la pollada con agresividad y es este celo protector lo que se utiliza como estrategia para su captura, colocando el búho tras una red en la que caen en el momento en que realizan los ataques defensivos. Se han realizado pruebas tanto con búhos irrecuperables ingresados en los Centros de Recuperación de Fauna Salvaje como con cimbeles de búhos disecados. Se han observado diferencias importantes en el comportamiento de los milanos entre estas dos situaciones; los búhos irrecuperables resultan, indudablemente, más eficaces en la captura que los disecados. Otra técnica empleada ha sido la utilización de parrillas con lazos (Fig. 3) colocadas en las inmediaciones de los nidos. La parrilla es un cuadrado de una malla metálica pintada de verde en la que se colocan lazos de captura. En los vértices de la parrilla se atan unas gomas que permiten la fijación de la parrilla al suelo mediante clavijas. La técnica es simple, se coloca la parrilla en una zona en la que queda camuflada con el entorno, se coloca comida entre los lazos y se espera. Esta metodología se fundamenta en la estrategia y manera de los milanos para obtener alimento. Cuando en la búsqueda hallan la comida sobre la parrilla se lanzan a buscarla en un vuelo rasante sin que, habitualmente, se lleguen a posar. En la pasada sobre la comida quedan enganchados (no siempre) en el lazo (amortiguado) por el tarso. Las gomas evitan que se produzca un tirón que pueda llegar a lesionar al pájaro.

Individuos fuera de periodo reproductor

Para la captura fuera del periodo reproductor, se requiere del cebado previo de una zona o utilizar sitios en donde hay habitualmente abundantes concentraciones de la especie (muladares, vertederos, etc.) siendo el objetivo de captura más variado: juveniles en dispersión, individuos territoriales (reproductores) fuera de la época de reproducción, invernantes, etc. Durante el periodo se han empleado dos métodos. Los ya mencionados parrillas (fotografía 3) o, de manera más infructuosa, la red de cañón (véase fotografía 4). La red de cañón es un paño de red de diferentes dimensiones: 5 x 5 m; 10 x 10 m. En nuestro caso se utilizó una de 5 x 5 m. La red se fija al suelo por tres de sus vértices; el vértice libre se dobla hacia uno de los extremos fijado en el que se coloca un cañón de disparo a distancia, con un cilindro metálico, que hace las veces de bala de cañón, al que se une el

extremo libre. Se marca un perímetro de seguridad en el centro de la zona de despliegue de la red para evitar accidentes en el momento del disparo del cañón, de manera que sólo se produce el disparo cuando el ave entra en el interior del perímetro seguridad. El cilindro siempre pasará por encima del milano, desplegando la red y atrapándolo. El problema con esa especie es que en pocas ocasiones se posa para comer en el suelo y requiere de la fijación de la comida al suelo. Es una técnica que se desestimó en los primeros meses de prueba durante 2017.

Pollos en nido

El marcaje de pollos en nido depende de la localización del nido adecuado, situado en un árbol que permita el ascenso de una persona con seguridad y de un seguimiento exhaustivo de la pollada para determinar la semana de marcaje. Los pollos deben estar emplumados, crecidos, pero no preparados para saltar y así evitar accidentes innecesarios. Es, por lo tanto, la realización de un buen seguimiento la única forma de asegurar el éxito de la acción. Llegado el momento, un escalador, en el caso de Navarra y Aragón, miembros del GIA de cada una de las dos Comunidades Autónomas (Fig. 5), asciende por el tronco utilizando técnicas de escalada en árbol. Una vez llegados a la cubeta, el pollo o los pollos son introducidos en una bolsa y llevados al suelo para el marcaje y posteriormente devueltos al nido.

No todos los individuos capturados se equipan con emisores GPS. De manera general, el marcaje se realiza con bandas patagiales, anilla identificativa y anillas de lectura a distancia (Fig. 6). Para aquellos que sí se marcan con GPS, se utiliza un arnés torácico (Garcelón, 1985) y dispositivos de descarga GPS/GPRS/GSM de la marca ornitela o equipos GPS de descarga VHF de la marca e-obs. El peso de estos emisores es de 15 gr para el GPS de e-obs (Fig. 7) y de 20 gr para el emisor GPS de ornitela. En cualquier caso, con ninguno de los dos emisores se supera el límite del 5% de peso del milano real, quedándose ambos aproximadamente en un 3% del peso de un milano real adulto.

El trabajo de seguimiento de los milanos equipados con GPS se ha hecho a partir de los milanos que se han incorporado al visor de telemetría: MOVEBANK (www.movebank.org). De esta manera se ha trabajado con los datos recabados a partir de los ejemplares marcados por Aragón, Navarra y Francia porque aunque tanto Álava como Guipúzcoa tengan, en el ámbito de este proyecto, ejemplares marcados, éstos no han sido incluidos en MOVEBANK.



Fig. 6.- Joven de milano real marcado con bandas patagiales y anilla de lectura a distancia.

Fig. 7.- Milano real adulto equipado con bandas patagiales y emisor GPS.



Si el número de ejemplares incluidos en Movebank es de 21 (véase tabla 1), hasta final del año 2019, únicamente se ha podido contar con la información de 14 milanos reales, los otros siete ejemplares o están muertos (4) o no se recibe información de ellos (3).

Se han realizado dos tipos de cálculos para la determinación del uso del hábitat. Para conocer la máxima área de actividad, se han calculado el 100% polígono mínimo convexo (MCP), implicando exclusivamente a los ejemplares que en el momento de hacer los cálculos habían aportado información de más de un 50% de días desde la fecha en la que se marcaron. Por otro lado, los home range se han realizado a partir de los estimación de densidad Kernel (KDE) del 95% (Seaman, D.E. & Powell, R.A., 1996) para el periodo reproductor (entre el 1 de marzo y el 30 de junio) y fuera del periodo reproductor; utilizando para este cálculo solamente los datos de aquellos milanos reales para los cuales se dispone de información de, al menos, un ciclo fenológico completo, pudiendo así valorar el efecto de la reproducción. Con estos mismos criterios también se ha calculado el área núcleo o core, es decir, la zona que cuenta con un uso intensivo por parte de los ejemplares con el KDE 50%. A la hora de realizar los análisis se observó un problema metodológico que debe ser subsanado en posteriores colaboraciones; la falta de criterios comunes en la programación de los emisores GPS ha dificultado el análisis de los resultados, haciendo muy difícil, por el volumen de datos, el manejo de la información de los GPS marcados por Francia. Tanto por esta circunstancia como por el objetivo final de este documento, se ha optado por no realizar los Kernel de los milanos reales marcados en Francia aunque cumplan con la condición de aportar datos de un ciclo fenológico completo.

Los KDE 50, se han cruzado con una base de datos de polígonos de ocupación del suelo, concretamente con la cuarta actualización del CORINE Land Cover, para obtener información sobre qué tipo de superficies son seleccionadas preferentemente, a escala local, por los milanos estudiados. La información relativa al proyecto CORINE se puede consultar en la página web del Instituto Geográfico Nacional (www.ign.es) y en la página web de «Copernicus»: (<https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>). Los datos han sido tratados con los programas QGIS, R y SPSS.

Región	Nombre	Sexo	Repro- ductor	Fecha inicio	Fecha fin	Días	% año
Navarra	Beasoain	M	AR	07/06/2019	31/12/2019	207	0,57
Navarra	Irurozki	M	AR	11/06/2018	31/12/2019	568	1,56
Navarra	Iso	H	AR	19/06/2019	31/12/2019	195	0,53
Navarra	Labiano		AR	13/09/2019	24/09/2019	11	0,03
Navarra	Murillo_Berroya	H	AR	19/06/2019	19/07/2019	30	0,08
Navarra	Ororbía	H	AR	04/06/2019	31/12/2019	210	0,58
Navarra	Ozkoidi	M	AR	14/06/2018	31/12/2019	565	1,55
Francia	Fiartigaous	M	AR	20/06/2018	31/12/2019	559	1,53
Francia	Heracles	M	AR	11/05/2019	31/12/2019	234	0,64
Francia	Lune	F	AR	29/05/2018	31/12/2019	581	1,59
Francia	Penelope	F	AR	04/06/2018	31/12/2019	575	1,58
Francia	Saoulane	M	AR	12/05/2019	19/05/2019	7	0,02
Aragón	Barre	M	AR	14/06/2018	31/12/2019	565	1,55
Aragón	Bena	F	AR	14/06/2018	23/11/2019	527	1,44
Aragón	Cuculo	M	J	05/08/2019	31/12/2019	148	0,41
Aragón	Lati	M	J	05/08/2019	31/12/2019	148	0,41
Aragón	Papitan	M	J	05/08/2019	31/12/2019	148	0,41
Aragón	Fundio	M	A	28/08/2019	13/11/2019	77	0,21
Aragón	Roldan	M	AR	05/06/2018	11/10/2018	128	0,35
Aragón	Senera	F	AR	07/06/2018	02/07/2018	25	0,07
Aragón	Silva	F	AR	08/06/2018	14/10/2018	128	0,35

Tabla 1.- Ejemplares del proyecto ECOGYP incluidos en la plataforma MOVE-BANK. Región: Comunidad Autónoma o País que ha realizado la captura, marcaje y programación de los emisores GPS; Nombre: nombre asociado a cada ejemplar; M: macho; F: hembra; Fecha inicio: fecha de marcaje del ejemplar con un dispositivo GPS; Fecha fin: fecha hasta que los datos han sido analizados; Días: número de días de funcionamiento del emisor que pueden ser analizados y %año: número de días respecto al año (365 días). En rojo: ejemplares localizados muertos. En azul: ejemplares de los que no se tiene información.

Resultados y discusión

Mortalidad

De los 21 ejemplares que fueron incluidos en el movebank, 7 adultos (al menos 6 adultos reproductores) se han perdido: 4 de ellos han sido localizados muertos y hay 3 más que se desconoce su paradero, existiendo una elevada posibilidad de que hayan seguido el camino de los primeros. En cualquier caso y siendo conscientes de que se trata de un número escaso de ejemplares, y por lo tanto, de una muestra con muy poco peso, vemos que, a 31 de diciembre del 2019, tendríamos una tasa de supervivencia entre 0,81 y 0,67 (en función de

si los desaparecidos se consideran muertos o no). Estos resultados se ajustan a las tasas de supervivencia para la especie que se han obtenido en otros lugares: 0,86 considerando las causas de mortalidad no natural en Escocia (Sansom, A. *et al*, 2016) ó 0,808 (95%IC [0,772 – 0,841]) (Tenan *et al*, 2012).

Uso del espacio

Los 11 ejemplares seleccionados para realizar el seguimiento de la máxima área de actividad son ejemplares adultos reproductores (véase tabla 2). Dos, Penélope, marcado en Francia y Ozkoidi, en Navarra, han realizado desplazamientos post-reproductores alejados de sus núcleos territoriales, para posteriormente volver. Ozkoidi, después de su marcaje en junio del 2018 realizó un desplazamiento hasta la provincia de Salamanca durante el mes de julio de 2018; a su vuelta, en agosto, permaneció en el sur del Sistema Ibérico en las Comunidades Autónomas de Castilla-León (Soria), La Rioja, Navarra y Aragón (Zaragoza), hasta el mes de septiembre, para regresar al lugar de partida. Desde su regreso, ha hecho desplazamientos entre estas dos últimas áreas con cierta frecuencia. Por su parte Penélope ha realizado desde su marcaje dos viajes hacia el norte en los meses de julio y agosto, tanto en 2018 como en 2019 para regresar, en ambas ocasiones, a su zona habitual, al norte del Pirineo. La distancia máxima entre los vértices del polígono de Ozkoidi y Penelope es de 505 y 389 Km, respectivamente. Este patrón migratorio post reproductor no se ha visto en los demás ejemplares reproductores marcados, más centrados en sus áreas territoriales. Incluso para Ozkoidi en el año 2019, si comparamos los valores del MCP del resto de los milanos marcados sin distinguir entre periodo reproductor y no reproductor con el MCP del periodo no reproductor observamos una gran diferencia en la superficie utilizada de Ozkoidi respecto a los demás milanos reales

Nombre	Bena	Heracles	Irurozki	Ozkoidi	Lune	Iso	Fiartigaous	Beasoain	Ororbía	Barre	Penélope
Sexo	H	M	M	M	H	H	M	M	H	M	H
MCP Km ²	470,10	135,48	895,17	45937,43	74,18	1378,20	259,43	77,81	76,30	249,29	22442,01

Tabla 2.- Superficie de los MCP Generales (datos de todo el periodo de información) de los milanos reales en estudio.

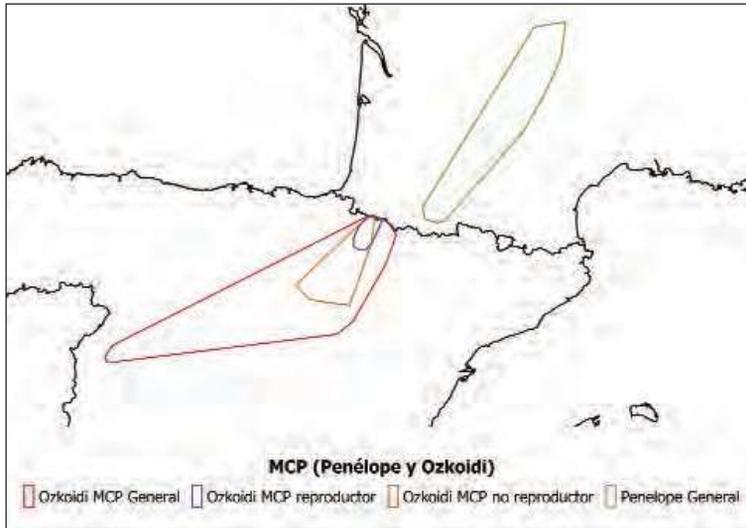


Fig. 8.- Polígonos mínimos convexos de Penélope y Ozkoidi, únicos milanos adultos con movimientos dispersivos.

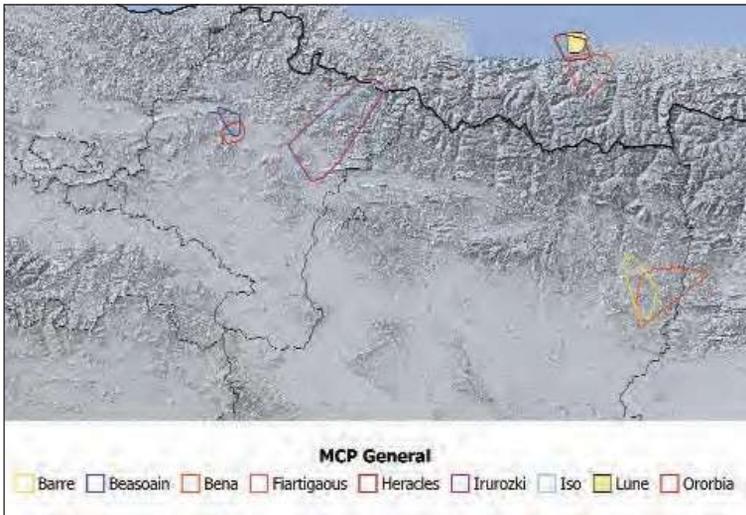


Fig. 9.- Polígonos mínimos convexos del periodo total de información (general) de los milanos reales sin movimientos dispersivos.

Al realizar comparaciones entre las superficies (test no paramétrico; Kruskal-Wallis) se observa que no existen diferencias significativas entre los MCP al excluir los datos de Penélope y Ozkoidi. Algo similar ocurre si comparamos la existencia de diferencias entre las áreas cubiertas por hembras o por machos, el mismo test nos da una

$p = 0,522$; indicando que no existen diferencias en el tamaño de las superficies, en base al género.

Se ha analizado el *home range* y el área núcleo o espacio de presencia y uso más intensivo de 4 milanos reproductores: Bena y Barre, pareja reproductora localizada en el extremo oriental de la provincia de Huesca y Irurozki y Ozkoidi, machos, con territorios al norte de Lumbier.

Nombre	Reproductor		No Reproductor	
	KDE 50	KDE 95	KDE 50	KDE 95
Bena	6,40	80,91	2,69	45,81
Irurozki	2,47	16,45	3,81	47,57
Ozkoidi	210,38	1212,46	1760,76	13029,63
Barre	2,59	32,03	3,18	49,35

Tabla 3.- Valores en Km² de las estimas de densidad Kernel realizadas.

Podemos observar que los valores estimados son similares en tres ejemplares: Bena, Barre y Irurozki. Por el contrario, Ozkoidi, como ocurría en el cálculo del MCP, presenta valores *home range* y core mayores. Al realizar un test no paramétrico (Wilcoxon) comparando los ámbitos superficiales recorridos por cada ejemplar tanto en la estimación del *home range* como del core, se comprueba que existen diferencias significativas en las estimaciones Kernel de Ozkoidi al compararlo con los demás ejemplares ($p = 0,012$).

	Irurozki Bena	Ozkoidi Bena	Barre- Bena	Ozkoidi Irurozki	Barre Irurozki	Barre Ozkoidi
Z	-1,680	-2,521(b)	-1,680(a)	-2,521(b)	-1,820(b)	-2,521(a)
Sig. asintót. (bilateral)	,093	,012	,093	,012	,069	,012

Tabla 4.- Test de Wilcoxon por pares.

Algo similar ocurre al calcular la existencia de diferencias entre los periodos reproductor y no reproductor. El test de Man-Whitney nos da diferencias significativas al comparar los Kernel de esos periodos en Ozkoidi ($p = 0,029$) no sucediendo lo mismo con Bena ($p = 0,486$), Irurozki ($p = 0,486$) y Barre ($p = 0,686$) indicando que no hay diferencia en cuanto al uso del espacio, tanto en sus *home range* y áreas core, lo que, de nuevo, no sucede con Ozkoidi.

Los perímetros de los KDE 50 en los dos periodos de Irurozki están dentro de los perímetros de los core de Ozkoidi. Destaca que ambos ejemplares hacen uso de las estribaciones pirenaicas; Irurozki, sólo lo hizo fuera del periodo reproductor mientras que Ozkoidi utiliza ese espacio en cualquiera de los dos periodos (véase figuras 10a, 10b, 11a y 11b).

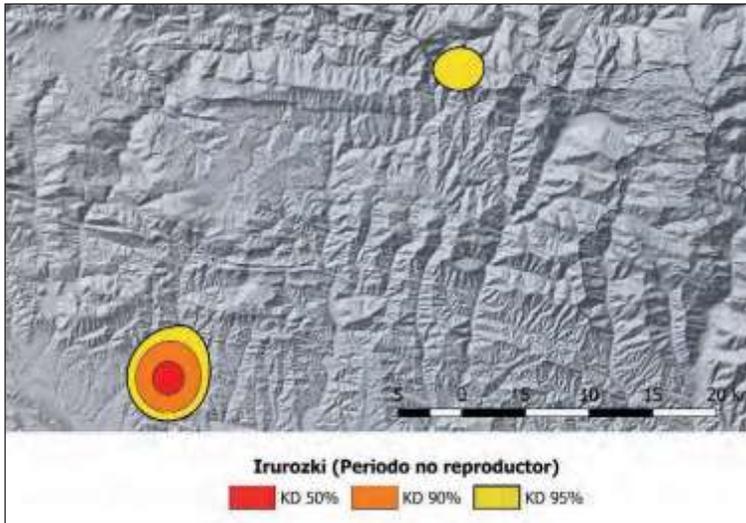


Fig. 10a.- Uso del espacio durante el periodo no reproductor de Irurozki.

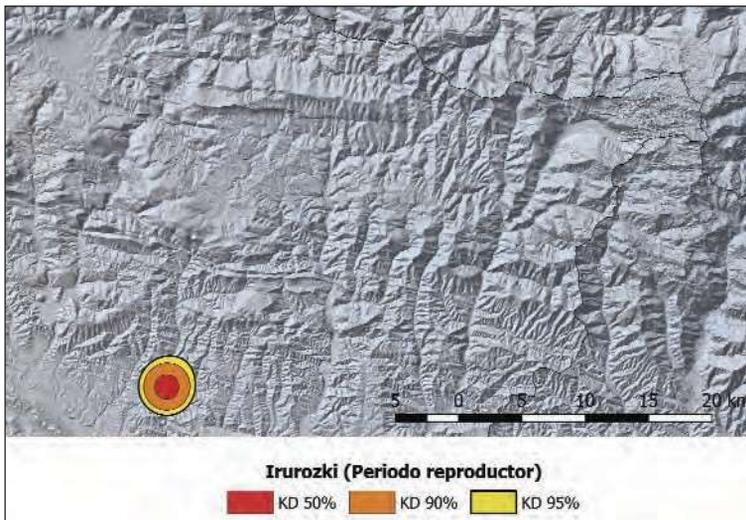


Fig. 10b.- Uso del espacio durante el periodo reproductor de Irurozki.

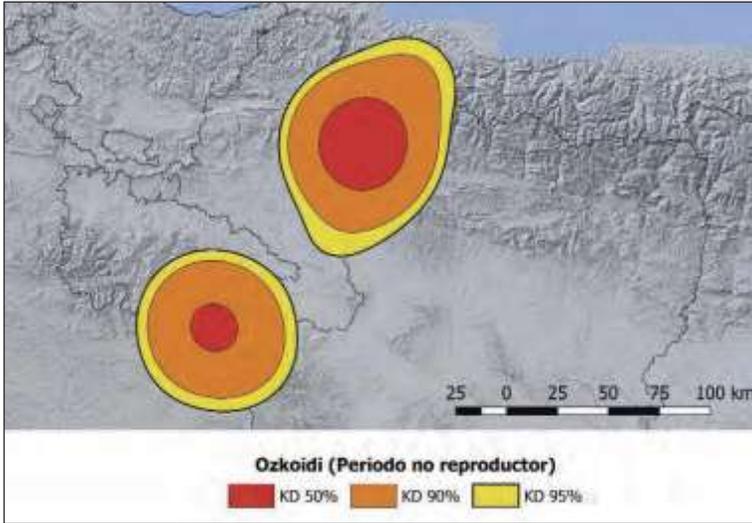


Fig. 11a.- Uso del espacio durante el periodo no reproductor de Ozkoidi.

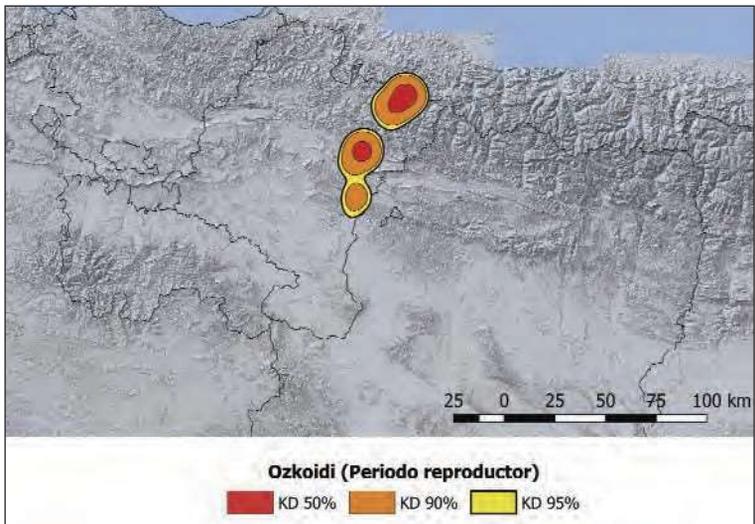


Fig. 11b.- Uso del espacio durante el periodo reproductor de Ozkoidi.

En el caso de la pareja reproductora de Bena y Barre, los tamaños de los home range y de los núcleos en los dos periodos, son muy similares a los de Irurozki. La temporada pasada concluyeron con éxito la reproducción en un nido localizado a escasas decenas de metros de una granja avícola. Se observa (véase figuras 12a, 12b, 13a y 13b) que durante el periodo reproductor tanto Bena como Barre utilizan, básicamente, las mismas zonas. Sin embargo tanto el home range como

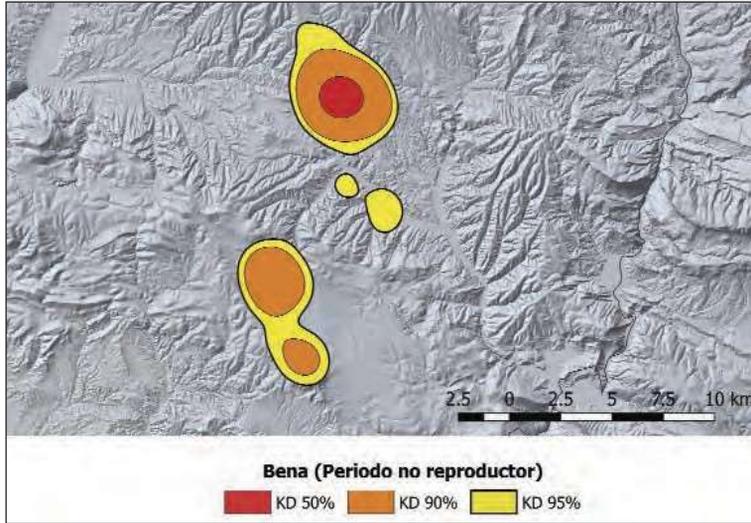


Fig. 12a.- Uso del espacio durante el periodo no reproductor de Barre.

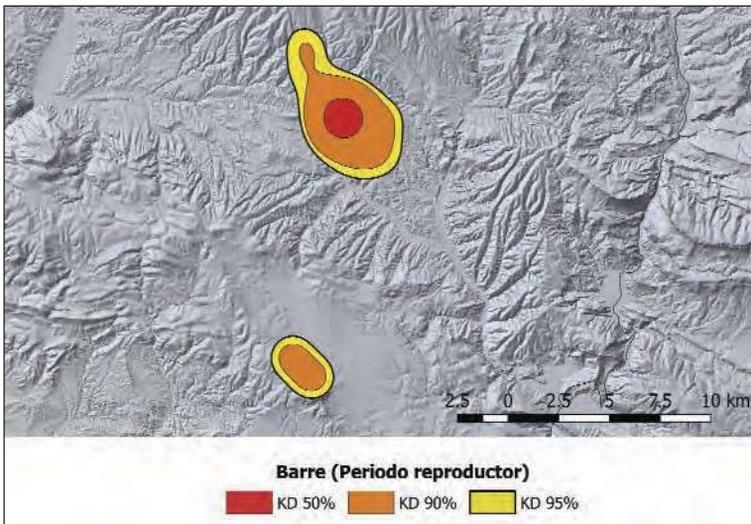


Fig. 12b.- Uso del espacio durante el periodo reproductor de Barre.

la zona núcleo de Bena, la hembra, es mayor que la de Barre, solapándose; pero no existen diferencias significativas entre ambos (tabla 4). Durante el periodo reproductor, nuevamente, tanto el home range como el núcleo para los dos pájaros son coincidentes, cubriéndose la una a la otra, exceptuando un área que queda más al norte de ambos núcleos, que tan sólo es utilizada por Barre en desplazamientos cortos de ida y vuelta, con pocos días de permanencia cada vez.

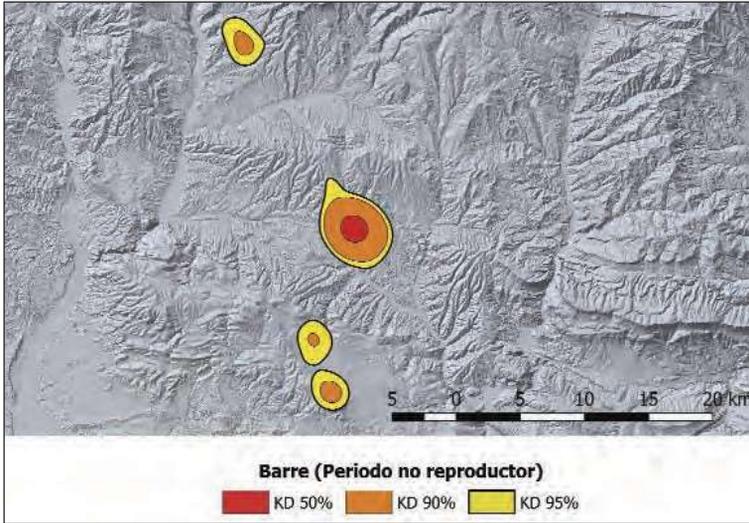


Fig. 13a.- Uso del espacio durante el periodo no reproductor de Barre.

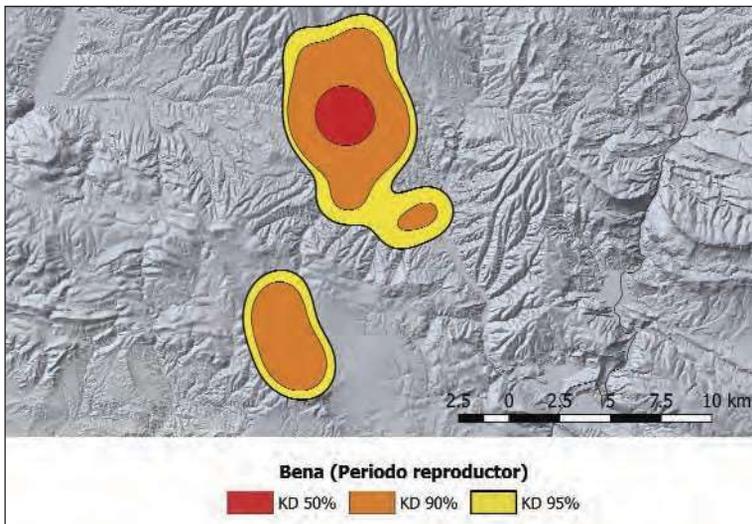


Fig. 13b.- Uso del espacio durante el periodo reproductor de Barre.

Selección de hábitat

A partir de los KDE 50 se ha comprobado que se han seleccionado 98 teselas que se corresponden con 12 zonas diferentes en cuanto a ocupación del suelo, habiendo desde zonas industriales y comerciales hasta zonas naturales (véase tabla 5). El 81,63% de los espacios se

corresponden con zonas forestales con vegetación natural y espacios abiertos, suponiendo un total del 93,67% de la superficie del total de las áreas prospectadas. Las zonas agrícolas representan el 16,33%, ocupando un 6,29% de la superficie y, por último, las superficies artificiales han sido las menos utilizadas siendo un 2,04% de los lugares utilizados siendo un 0,04% de la superficie total.

Tipo de suelo	Nº de teselas	Superficie (Ha)
Zonas industriales o comerciales	2	89,51
Tierras de labor en secano	9	12.823,08
Praderas	5	204,04
Terrenos agrícolas pero con importantes espacios de vegetación natural	2	390,44
Bosques de frondosas	13	149.420,88
Bosques de coníferas	21	38.841,98
Bosque mixto	5	287,26
Pastizales naturales	17	3.892,00
Lands y matorrales	8	2.892,64
Vegetación esclerófila	8	4.064,44
Matorral boscoso de transición	1	25,41
Espacios con vegetación escasa	7	394,42

Tabla 5.- Tipos de suelos utilizados por los milanos analizados.

Partiendo de la base de que se tiene una muestra muy escasa, que no permite sacar conclusiones más allá de efectos muy locales, sí que es cierto que problemas importantes como la elevada mortalidad no natural de la especie quedan en evidencia y coinciden con resultados publicados. La muerte por electrocución o colisión contra tendidos y granjas de aerogeneradores y la muerte indirecta por el uso de venenos dirigidos contra los pequeños mamíferos (como puede ser en los episodios de incremento poblacional de los topillos) pone en claro riesgo de conservación a la especie. A estas amenazas hay que añadir la pérdida de los hábitats de interés. De los resultados se observa una tendencia a la utilización de espacios forestales con vegetación natural y amplias zonas abiertas en dónde obtener los recursos necesarios y zonas adecuadas para la reproducción. Ligado a la plasticidad de la dieta, que va desde las pequeñas aves y mamíferos pasando por insectos y carroñas, toman importancia los que cuentan con usos humanos en diferentes grados de intensidad: cultivos, prados, mosaicos de zonas agrícolas con presencia de vegetación natural, etc o incluso superficies mucho más antropizadas: vertederos, muladares,



redes viarias, etc. Pero sin duda, la disminución de la actividad agropecuaria y el cambio en los usos del medio natural supone un grave problema, al existir el riesgo de perderse con ello los mosaicos de hábitats tan necesarios para la especie.

Coincide que los pocos ejemplares con los que hasta el momento se han podido trabajar los datos han sido adultos reproductores. Nos muestran un comportamiento territorial acusado a lo largo del todo el año, aunque existen excepciones como las observadas en Penólope y Ozkoidi que han realizado desplazamientos post reproductores y, en el caso de Ozkoidi, desplazamientos frecuentes durante el periodo reproductor desde las proximidades del Lumbier hacia el Pirineo. Estas diferencias en el forrajeo son conocidas en otras especies en las que en una misma población existen individuos con diferencias notables tanto en los movimientos de dispersión como en los de búsqueda de alimento. Con la información que se tiene es difícil ahondar en las razones, en poder valorar adecuadamente el balance coste-beneficio que implica el que unos individuos tengan la necesidad de hacer estos desplazamientos e incluso dispersiones y otros no. Detrás puede haber un conjunto grande de razones: calidad del hábitat, competencia intraespecífica (no olvidemos que Irurozki y Ozkoidi comparten espacio) etc.

También hay que resaltar, siendo nuevamente conscientes de que tan sólo es un caso, las diferencias entre Bena y Barre en cuanto a las superficies exploradas durante la reproducción que, no siendo significativas, son mayores en la hembra.

Creemos que es necesario mantener acciones de coordinación entre las regiones a ambos lados del Pirineo, tal y como ha sucedido en el presente proyecto y continuar con los trabajos de marcaje y seguimiento, como los que se han hecho hasta este momento, que poco a poco nos llevarán a obtener la información suficiente para poder conservar al milano real de manera óptima.

Conclusiones

Como se señalaba al inicio, el seguimiento telemétrico de los individuos es una herramienta fundamental para el establecimiento de medidas efectivas en materia de conservación de la especie. El tamaño de muestra empleado todavía no permite la extracción de conclusiones en firme, no obstante, los resultados preliminares señalan a que no hay diferencia significativa entre sexos en términos de áreas de campeo (MCP) y home range (KDE 95) aunque sí que hay diferencias individuales en la movilidad de algunos individuos reproductores frente a otros que, también siendo reproductores, tienen con un comportamiento territorial más acusado durante todo el año.

Se ha constatado que los individuos analizados tienen preferencia por zonas con vegetación natural de igual modo que una clara asociación a zonas agroganaderas, siendo las áreas con mosaicos de hábitat las seleccionadas preferentemente por dar salida a las necesidades reproductoras y tróficas.

También se ha podido comprobar la elevada tasa de mortalidad de esta especie, ya que al menos entre un 19% y un 33% de los individuos marcados han fallecido o desaparecido en el año y medio del que se disponen datos.

Cabe señalar que las actuaciones emprendidas en ECOGYE en materia de marcaje con emisores de 115 individuos, de los cuales 51 milanos reales, son uno de los resultados que mayor capitalización potencial tiene el proyecto, ya que la recepción de los datos de los individuos continuará más allá de la finalización de ECOGYE; hasta la vida útil de

los emisores, en el mejor de los casos, o de los individuos, y el análisis de los mismos servirá para continuar con esta línea de trabajo emprendida durante estos años

Agradecimientos

Al Dr. Juanma Pérez García, por su ayuda y consejo en la elaboración de los Kernel.

Bibliografía

Garcelon, D. K. 1985. *Mounting backpack telemetry packages on bald eagles*. Institute for Wild-life Studies. Arcata. California.

Sansom, A., Etheridge, B., Smart, J. & Roos, S. 2016. *Population modelling of North Scotland red kites in relation to the cumulative impacts of wildlife crime and wind farm mortality*. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 904.

Seaman, D.E. and Powell, R.A. 1996. *An evaluation of the accuracy of Kernel density estimators for home range analysis*. Ecology, 77: 2075 -2085.

Tenan, S.; Adrover, J.; Muñoz Navarro, A.; Sergio, F. & Tavecchia, G. 2012. *Demographic Consequences of Poison-Related Mortality in a Threatened Bird of Prey*. PLoS ONE 7(11): e49187. doi:10.1371/journal.pone.0049187.

Fuente de los datos: Generalitat de Catalunya, Gobierno de Aragón, Gestión Ambiental de Navarra – Gobierno de Navarra, Hazi-Diputación Foral de Gipuzkoa, Diputación Foral de Álava, SEO/BirdLife, Universidad de Lleida, PACT Andorra, LPO / Réseau Casseur d'os, E. Kobierzycki – Nature en Occitanie.

Equipement Milan royal Pyrénées françaises.

Aurélie de Seynes¹

Présentation du projet

Un programme d'équipement a été déposé dans le cadre des actions «amélioration de la connaissance» du programme transfrontalier POCTEFA EcoGyp.

Dans les Pyrénées françaises, l'objectif de l'action était d'équiper 10 adultes reproducteurs de balises GPS/GSM/GPRS, dans une vallée centrale, en assurant une répartition altitudinale.

Un projet d'équipement des Milans royaux nicheurs dans les Pyrénées

Dans le cadre d'un programme Interreg Franco-Espagnol (POCTEFA Ecogyp), l'équipement par balise (GPS/GSM/GPRS) d'un échantillon de la population nicheuse de la vallée de l'Adour, dans les Hautes-Pyrénées a été proposé.

.....
¹LPO / Programme Pyrénées

Coordination Mission Milan royal Pyrénées

Cette action doit permettre, sur la base du suivi de la reproduction de 10 individus, de caractériser l'usage préférentiel de l'espace (étude des domaines vitaux), d'appréhender leurs déplacements inter-nuptiaux, ainsi que leurs déplacements journaliers entre piémont et zone montagnarde et entre versants français et espagnol, et de vérifier le statut sédentaire de la population des Pyrénées.



Modalités techniques

- Capture d'adultes reproducteurs.
- Equipement émetteur GPS / GSM / GPRS (Ornitela).
- Dans une vallée des Pyrénées centrales (65).
- Atteindre un échantillon minimum de 10 individus.
- Assurer une distribution altitudinale de la localisation des couples ciblés.



Les objectifs

- Déterminer le domaine vital.
- Déterminer les types de déplacements et leur fréquence en période de reproduction.
- Déterminer les zones d'alimentation et leur distribution par rapport au site de reproduction.
- Déterminer le statut sédentaire de la population nicheuse pyrénéenne.
- Vérifier la fidélité aux sites de reproduction et identifier les quartiers d'hivernage.
- Déterminer les déplacements de dispersion inter-nuptiale et hivernale.
- Identifier éventuellement les causes de mortalité et évaluer le taux de mortalité des adultes.



Tarbes

Barbazan-Debat



Héraclès (M)



Lune (H)

Trébons

Bagnères-de-Bigorre

Pénélope (H)



Soulane (M)

Campan

Fiartigaous (M)



★ Couples sollicités

Bilan de l'action Capture/équipement

L'opération a été engagée côté France en 2018. Entre 2018 et 2019, les 25 jours d'intervention ont permis de réaliser 47 tentatives de capture sur 14 territoires occupés adaptés à l'opération et avec une reproduction en cours 2 femelles et 3 mâles ont été capturés.

Cette opération a nécessité la coopération de 4 experts, 12 volontaires, 3 agents ONF. 10 communes et 17 propriétaires et agriculteurs ont été sollicités.

Sur la zone échantillon dédiée, seuls 60% des sites et/ou couples sont compatibles avec l'opération (conditionnée par l'accès, la configuration des sites, l'état de la reproduction,...) et l'expérience a montré seulement 10% de réussite de capture (dépendante des conditions météo, du comportement des oiseaux, des échecs de reproduction...).

Résultats des saisons 2018 et 2019

Premiers éléments collectés

Les premières conclusions de ce programme de baguage sont très intéressantes et permettent de découvrir ou de conforter certaines hypothèses :

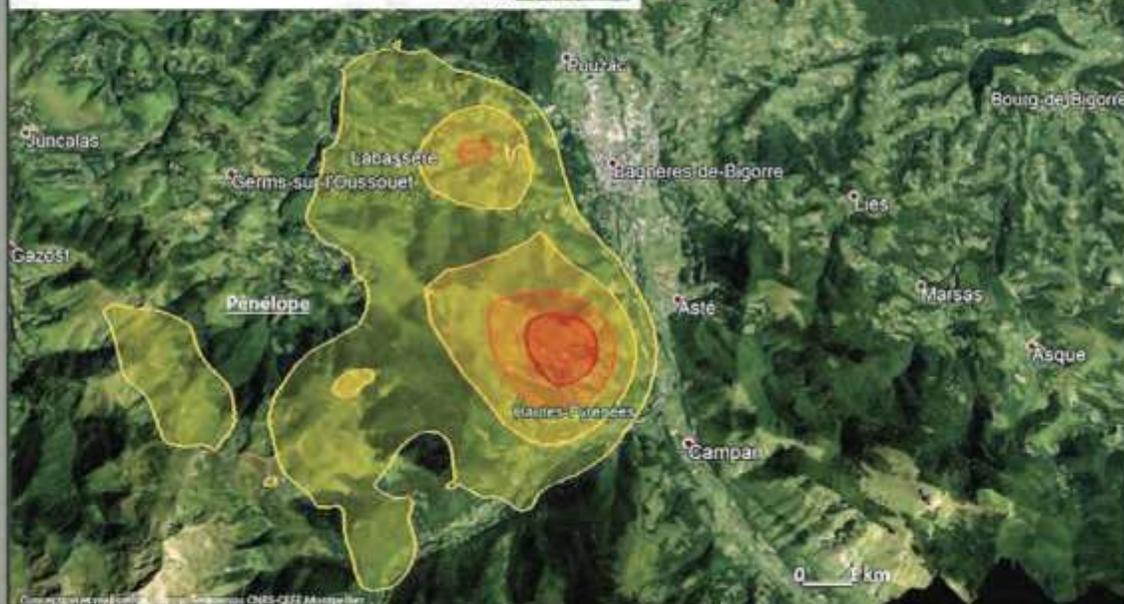
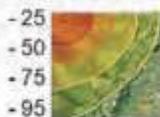
- Les Milans royaux sont restés sur leur territoire toute l'année avec seules quelques excursions locales hivernales sur des dortoirs du piémont = Cette population est très probablement sédentaire.
- La taille des domaines vitaux est potentiellement variable selon l'altitude (de 5 km² pour une femelle du piémont à 50km² pour une femelle de moyenne montagne) = individualités ou adaptation à la disponibilité alimentaire.
- Le domaine vital en période de reproduction et en hiver est quasiment identique = individus très cantonnés/fidèles à leur territoire avec réoccupation des mêmes nids que l'année passée.
- Une femelle probablement Auvergnate (3 A/R + séjours de 10/15 jours en Auvergne après la saison de reproduction, et exactement au même endroit) est nicheuse dans les Pyrénées ce qui témoignerait d'une exception à la philopatrie. Afin de garantir l'analyse de l'ensemble des données le CEFE/CNRS sera mobilisé pour procéder à une analyse fine des données.

Représentation de 2 domaines vitaux : Lune et Pénélope

% cumulés de fréquentation du domaine vital :

Données produites à partir des déplacements effectués

Plus la zone est rouge plus elle est fréquentée



Aire du domaine vital par saison selon les % cumulés des déplacements (valeurs en hectare) :

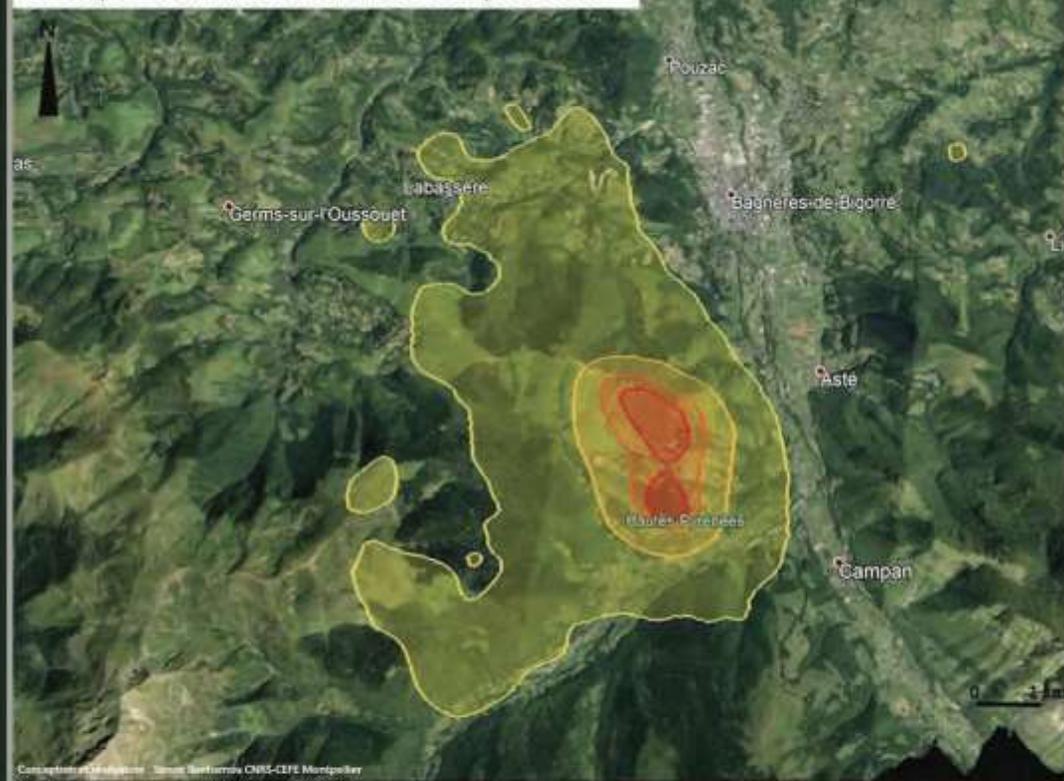
%	Lune en reRro	Lune en hiver	Pénélope en repro	Pénélope en hiver
5	9.06	8.56	14.25	18.94
10	19.44	17.56	31.63	42.19
15	30.63	27.06	49.94	69.50
20	42.50	37.06	69.38	101.50
25	55.13	47.63	90.06	138.69
30	68.50	58.81	111.88	181.94
35	82.56	70.56	135.19	232.69
40	97.50	82.88	160.50	293.25
45	113.50	96.00	188.31	367.38
50	130.88	110.19	219.44	459.06
55	150.06	125.81	255.06	573.44
60	171.56	143.25	296.75	719.19
65	196.25	162.94	347.69	910.06
70	224.94	185.50	413.38	1165.00
75	259.31	212.00	506.00	1516.50
80	302.06	244.38	657.19	1991.00
85	358.63	286.06	983.75	2614.88
90	441.13	345.06	1734.06	3559.95
95	590.44	448.00	3188.13	5211.81

Aires cumulees en hectare selon les % cumules de frequentation en periode de reproduction et en période hivernale

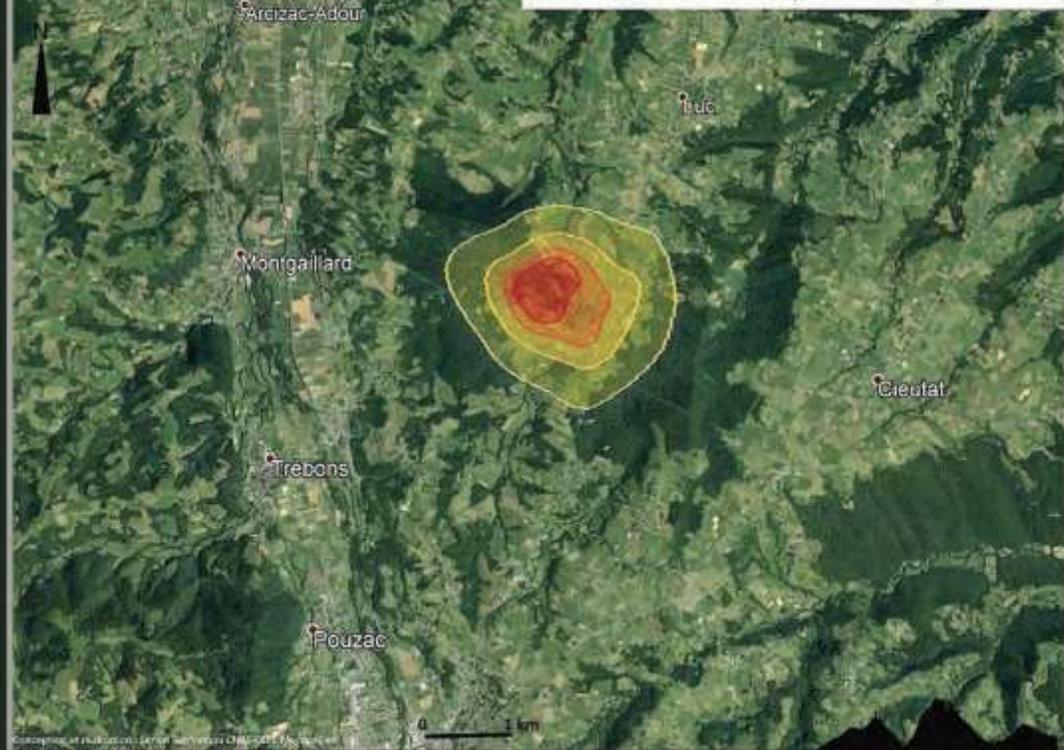


Plaquette Milan royal et rapaces forestiers des Pyrénées

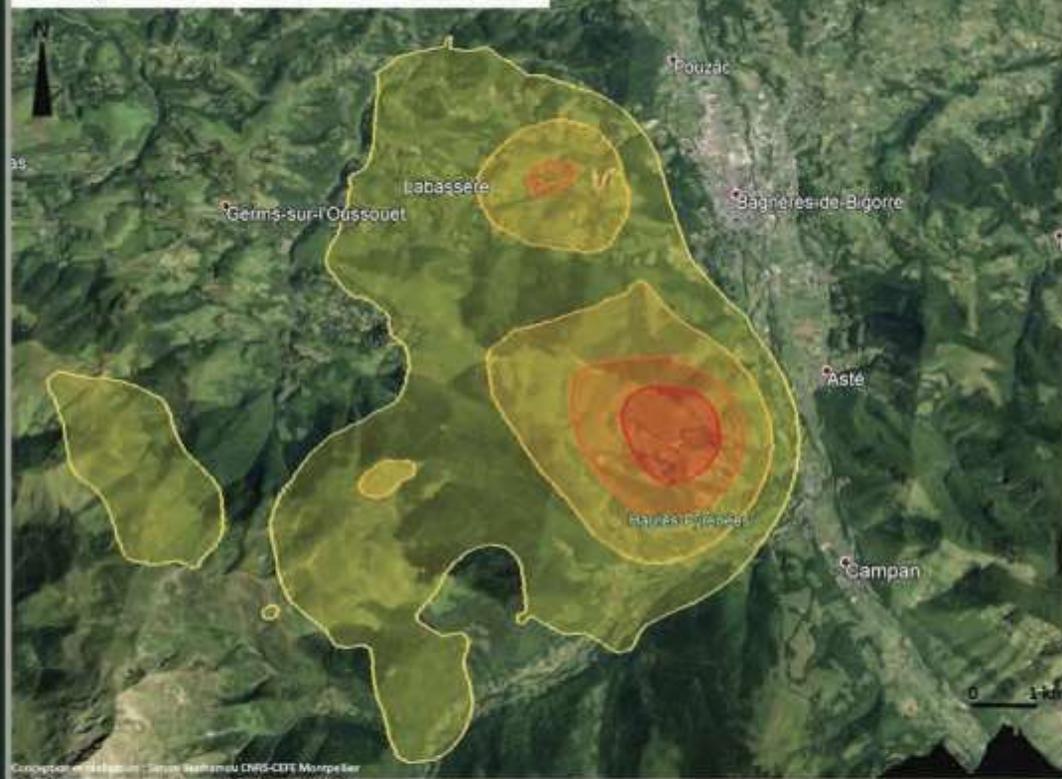
Pénélope – domaine vital en saison de reproduction



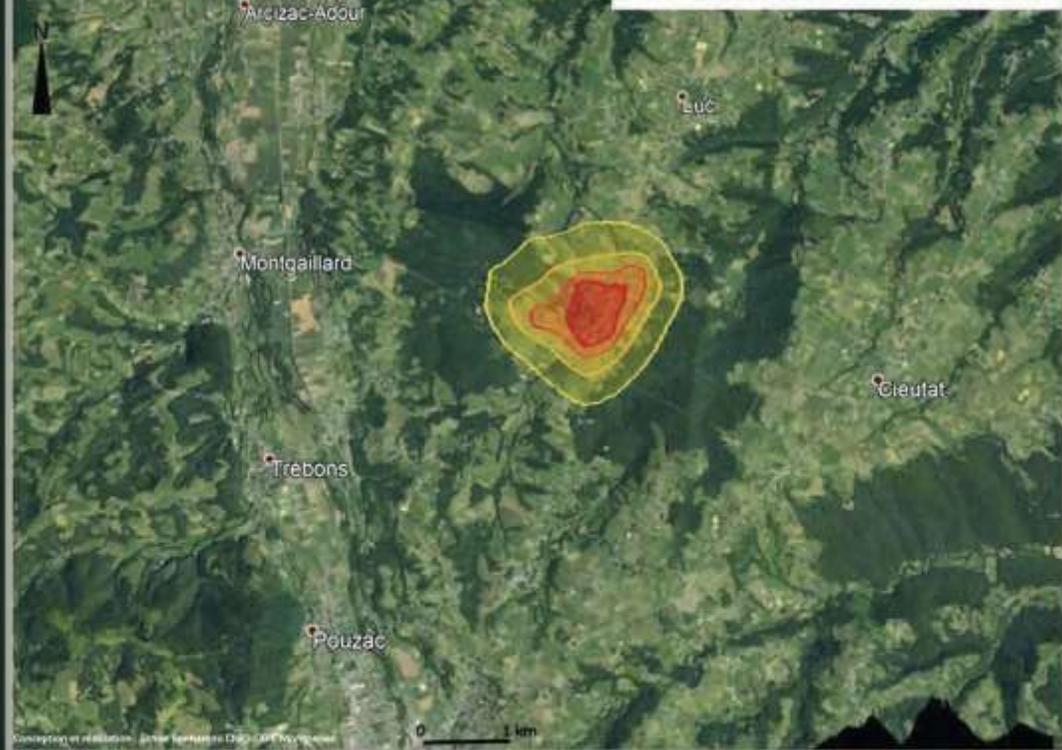
Lune – domaine vital en période de reproduction

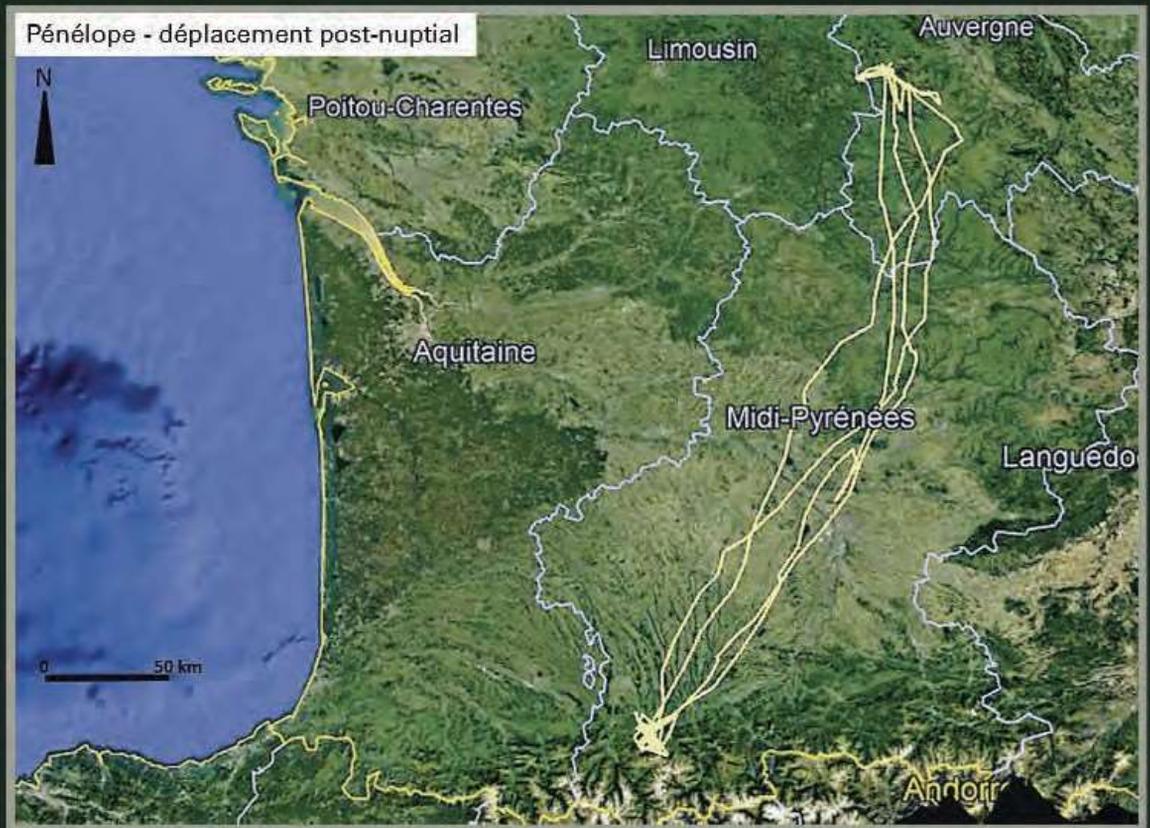


Pénélope – domaine vital en saison hivernale



Lune – domaine vital en saison hivernale





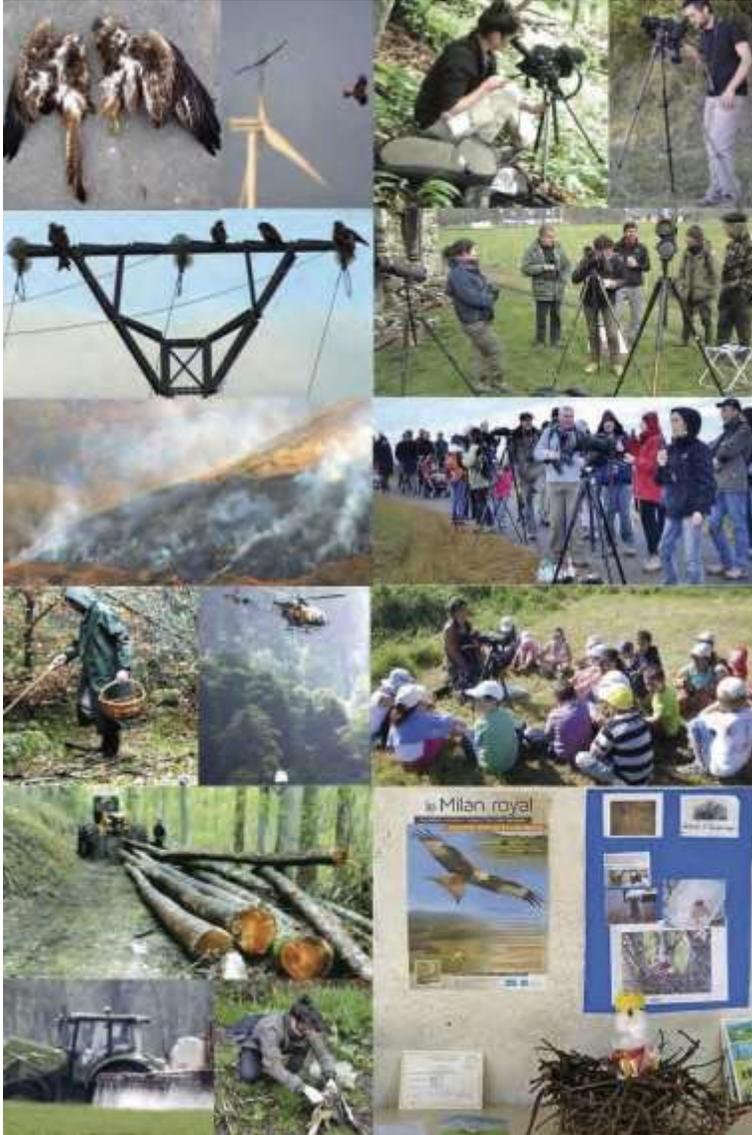
Orignac, Un site d'études privilégié en faveur du Milan royal : Lune, la femelle du couple local équipée d'une balise.

En 2018, Un couple de milan royal a été rencontré et suivi sur la commune d'Orignac. La femelle, Lune, a été équipée d'une balise et munie d'une bague du Muséum National d'Histoire Naturelle. L'ensemble des données GPS collectées permet d'apprécier le territoire vital de Lune, sa permanence et fidélité sur ce périmètre.

Cantonné à son site de nidification dès le mois de Janvier, Lune a produit un jeune en 2018. Cette année, ce sont 2 jeunes Milans royaux qui ont pris leur envol vers le 21 juin. Dès lors, ces derniers adoptent un comportement erratique avant de se reproduire à leur tour, à partir de l'âge de 3 ou 4 ans le plus souvent, et ceci, non loin de leur territoire de naissance. Lune, et très probablement son partenaire, resteront quant à eux passer l'hiver à Orignac.

Perspectives

- Poursuite de l'action équipement sur la saison 2020.
- Analyses des données par le CNRS-CEFE.





Caracterización de los
Servicios Ecosistémicos
prestados por las
rapaces necrófagas

Perspectivas demográficas de las poblaciones de aves necrófagas en el Pirineo. El caso del quebrantahuesos.

Antoni Margalida¹

Desarrollamos un Modelo Integrado de Población (IPM) utilizando datos de un estudio a largo plazo (1987–2016) en España, Francia y Andorra con la información de 150 individuos marcados, para evaluar el tamaño de la población y la estructura de edad y obtener estimaciones precisas de los parámetros de supervivencia y reproducción de esta población. La población pirenaica se estimó en 1026 individuos (rango 937–1119) de los cuales 365 (354–373) son aves reproductoras adultas en 2016. La tendencia regresiva en los valores de la productividad y éxito reproductor muestran un escenario denso-dependiente negativo en la fecundidad. La relación entre los parámetros demográficos y el tamaño poblacional sugiere que la supervivencia adulta constituye el parámetro más importante que determina la dinámica poblacional. Se evaluó el impacto de extracciones de puestas, juveniles o adultos no-territoriales para proyectos de reintroducción. Los modelos sugieren que durante un horizonte de predicción de 30 años, la retirada de una puesta, un joven del año o un adulto no territorial cada año durante un periodo de 11 años, da como resultado una pérdida anual de 1,57; 3,71 y 0,97 territorios, respectivamente.

Los enfoques convencionales para la evaluación de la abundancia o las tendencias de la población generalmente se basan en una única

.....

¹Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC, CSIC-UCLM-JCCM), E-13005 Ciudad Real (Spain).

*Correo electrónico: a.margalida@csic.es

fuente de información, como censos o cambios en los parámetros demográficos. Sin embargo, estos enfoques generalmente descuidan parte de la información necesaria para comprender adecuadamente a la población en su conjunto, como las evaluaciones de la proporción no reproductiva de la población y los mecanismos impulsores de los cambios poblacionales. El Quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* es una especie amenazada y la población pirenaica (la más grande de Europa) habita distribuida por regiones montañosas de España, Andorra y Francia.

Desarrollamos un Modelo Integrado de Población (IPM) utilizando datos de un estudio a largo plazo (1987–2016) (Figura 1) en los tres países, incluida la captura-recaptura de 150 individuos marcados, para evaluar el tamaño de la población y la estructura de edad en toda la escala de población y obtener estimaciones precisas de los parámetros de supervivencia y reproducción de esta población en los últimos 30 años. La proporción adulta de la población aumentó con el

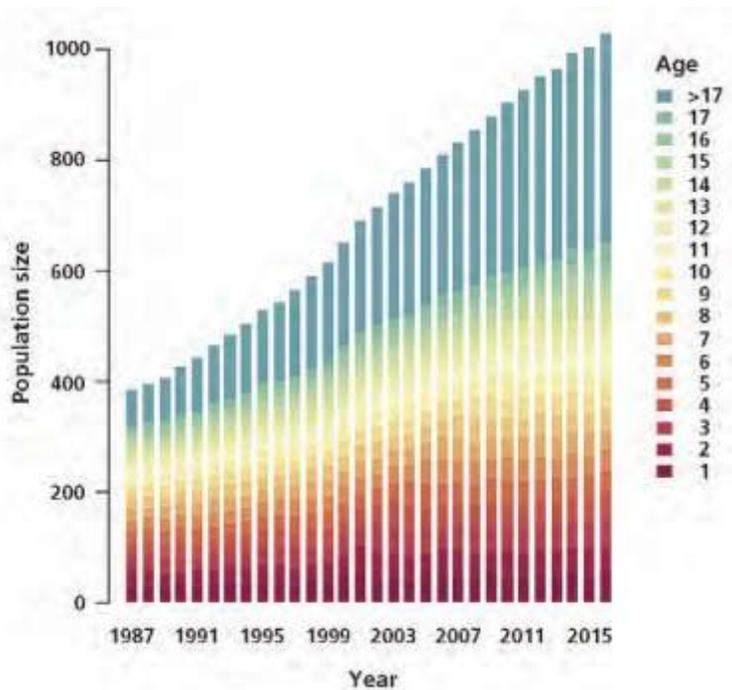


Figura 1.- Variación en la estructura de edades de la población de Quebrantahuesos en los Pirineos durante 1987-2016.

tiempo, pasando del 61% al 73%. En total, los modelos estimaron 365 (354–373) aves reproductoras adultas en 2016, que representan el 49% de la población adulta y el 36% de la población total (estimada en 1026 individuos, 95% BCI: 937-1119). Nuestros resultados sugieren que la población reproductora experimentó un aumento de la población (media geométrica) del 3.3% anualmente, cayendo a 2.3% durante los últimos 10 años.

El gran número de adultos no reproductores probablemente condujo a una edad media de primera reproducción (10.3 años) más alta que la estimada previamente, y a una estima del 30%-35% de los territorios ocupados por tríos poliándricos. Las formaciones poliándricas también incrementaron con el tiempo, pasando el ratio de 0,21 en 1987 a 0,30 en 2016. Teniendo en cuenta que la productividad es menor en las formaciones poliándricas, el progresivo incremento puede tener efectos poblacionales. La productividad media para el conjunto de la población pirenaica fue de 0,41; mostrando una tendencia continuada de declive. Así, en 1987 la productividad media fue de 0,56 mientras que en 2016 fue de 0,28. La tendencia regresiva en los valores de la productividad y éxito reproductor muestran un escenario denso-dependiente negativo en la fecundidad. La probabilidad de que un individuo reproductor se reproduzca fue del 0,62; siendo la edad más tardía de reproducción 28 años.

La tasa de crecimiento de la población se correlacionó positiva y fuertemente con la supervivencia de los adultos, que tuvo un efecto mucho mayor en el crecimiento de la población que la productividad. Los efectos de la supervivencia subadulta y juvenil en el crecimiento de la población fueron más débiles. Encontramos pruebas contundentes de una disminución denso-dependiente de la productividad, la supervivencia de adultos y juveniles, lo que conduce a un menor crecimiento de la población con un mayor tamaño de la población. En este sentido, la estima de supervivencia para los juveniles fue de 0,947; para los subadultos de 0,966 y para los adultos de 0,968. La tendencia anual se mantuvo para las clases de edad adulta y subadulta, pero mostró un declive significativo en los juveniles. La relación entre los parámetros demográficos y el tamaño poblacional o la tasa de crecimiento sugiere que la supervivencia adulta constituye el parámetro más importante que determina la dinámica poblacional. Por tanto, todas las acciones que redunden en un incremento de la supervivencia adulta (reducción de la mortalidad no natural), serán prioritarias para mejorar la tasa de incremento anual de la población.

Con estos antecedentes y teniendo en cuenta que actualmente dos proyectos de reintroducción (Picos de Europa y Maestrazgo) se están basando en la extracción de puestas y adultos no territoriales, respectivamente, de la población pirenaica, se evaluó el impacto de dichas extracciones en la población donante (Pirineos). A partir de los parámetros demográficos y la combinación de diferentes escenarios (extracción de puestas, juveniles o adultos no-territoriales) se han modelado los efectos que dichas extracciones pueden tener. De acuerdo con nuestros modelos (durante un horizonte de predicción de 30 años), la retirada de una puesta, un joven del año o un adulto no territorial cada año durante un periodo de 11 años, da como resultado una pérdida anual de 1,57; 3,71 y 0,97 territorios, respectivamente. Los escenarios con menor impacto y pronosticando un escenario plausible (con el menor impacto) realizado en la población fuente de los Pirineos (la eliminación de cinco puestas y cinco adultos no territoriales cada año durante 11 años) sugieren la pérdida de 16 territorios reproductores al cabo de 30 años. Sin embargo, los cambios en los parámetros demográficos, principalmente en la productividad y la supervivencia adulta, podrían afectar sustancialmente estos resultados. Con los parámetros demográficos actuales, los escenarios de extracción máxima que no afectarían al tamaño de la población después de 30 años (IC del 95%) se limitan a:

- 1.- La extracción de cinco puestas y cinco adultos no territoriales durante un solo año.
- 2.- La extracción anual de cinco adultos no territoriales durante un periodo de seis años.
- 3.- La extracción anual de cinco puestas durante un periodo de seis años.

Estos resultados sugieren que las extracciones de la población pirenaica deben realizarse con precaución debido a las incertidumbres derivadas de los cambios estocásticos en la supervivencia y la productividad.

Nuestro enfoque nos permitió identificar importantes cuestiones de gestión y conservación relacionadas con el manejo de los puntos de alimentación suplementaria, la extracción de puestas juveniles e individuos adultos (Figura 2) y la expansión geográfica de esta población. Nuestro estudio respalda que el uso de IPMs representa un avance metodológico para comprender la dinámica de las especies de larga vida, lo que permite estimaciones precisas del tamaño de la población no reproductora (que es fundamental para comprender el funcionamiento de la población), estimaciones más precisas de los parámetros de la población, y evaluación de los impulsores demográficos.



Figura 2. Ejemplar adulto de Quebrantahuesos en un punto de alimentación suplementaria del prepirineo catalán. Fotografía de Pilar Oliva-Vidal.

Referencias bibliográficas

Colomer, M. A., Oliva-Vidal, P., Jiménez, J., Martínez, J. M. y Margalida, A. 2020. Prioritizing removal actions for the reintroduction of endangered species: insights from bearded vulture simulation modeling. *Animal Conservation*.

Margalida, A., Jiménez, J., Martínez, J. M., Sesé, J. A., Llamas, A., García, D., Razin, M., Colomer, M. A. y Arroyo, B. En revisión. An assessment of population size and demographic drivers of the Bearded Vulture using integrated population models.

Analyse économique des services écosystémiques liés aux rapaces nécrophages.

Jean-Michel Salles^{1*}, Céline Dutilly², Isabelle Fournel²,
Déborah Heleschewitz², Damien Lisbona², Sidnoma Traoré²,
Pierre Courtois², Philippe Serre^{1,3}

Les services écosystémiques liés aux rapaces nécrophages

La notion de services écosystémiques s'est progressivement imposée pour analyser et communiquer sur les avantages que sociétés humaines retirent du fonctionnement des écosystèmes. La présence de populations de rapaces nécrophages peut être reliée à une diversité de services, notamment des services dits « de régulation » (des pollutions organiques, de certaines maladies animales...) et « culturels » (récréation, esthétique, éducatifs ou scientifiques...). L'importance des rapaces nécrophage pour la société renvoie cependant essentiellement à deux aspects :

.....
¹ LPO France.

* jean-michel.salles@supagro.fr

² Inra, CEE-M

³ Philippe Serre



- Leur rôle de nécrophages pour l'élimination des dépouilles liées à l'élevage, notamment en alpage.
- Leur intérêt pour les visiteurs touristiques qui attachent une plus ou moins grande importance à un ensemble d'attributs liés à leur présence dans le paysage montagnard : observation, interprétation, contraintes...

On ne peut nier l'existence de conflits ou tensions entre des groupes sociaux qui ont des perceptions différentes, des intérêts qui apparaissent divergents et qui en arrivent à construire des représentations incompatibles des interactions entre nécrophages et troupeaux. Ces « disservices » nous sont apparus d'une importance limitée et décroissante, nous n'avons pas travaillé dessus.

A.- Evaluer les services écosystémiques liés au nécrophages : pour quoi faire ?

Intégrer une évaluation des services écosystémiques dans une analyse des enjeux et moyens de la conservation des quatre espèces de rapaces nécrophage présentes dans les Pyrénées soulève la question de sa finalité. Ce type d'évaluation réponds en fait à trois objectifs :

- Répondre à une demande institutionnelle (de la part des agences de financement (des études) pour justifier la mobilisation de financements publics des actions de conservation).
- Mieux comprendre à quoi la société ou les décideurs politiques sont sensibles (Qui sont les acteurs les plus concernés ? Où sont les principaux enjeux de décision ?).
- Hiérarchiser les enjeux pour la société (obtenir des indicateurs de l'importance relative des enjeux (en termes économiques) ; comparer les coûts et avantages de différentes options).

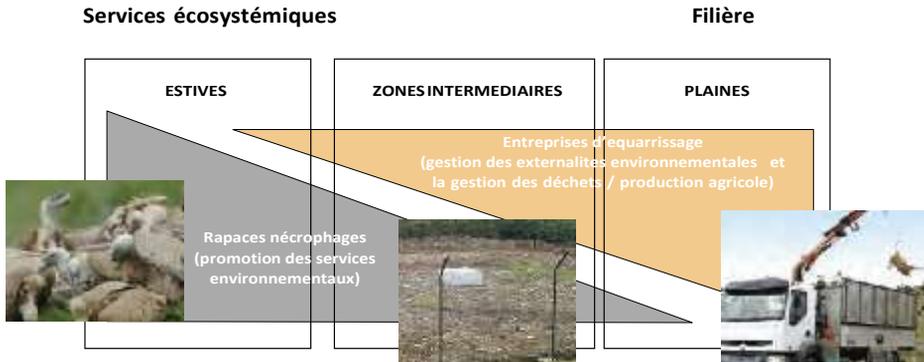
B.- Les approches retenues

Concernant la fonction d'équarrissage, nous avons mené en 2018 une analyse comparée des mesures favorisant l'action des nécrophages et les pratiques d'équarrissage industriel dans les Pyrénées de l'Ouest. L'idée est de comparer les coûts respectifs de l'« équarrissage naturel » (par les nécrophages) et de l'équarrissage conventionnel (ramassage et traitement industriel) pour estimer les *coûts évités* par le développement du recours aux nécrophages, afin d'estimer le potentiel de développement des moyens actuellement envisagés (placettes...).

Concernant les préférences des visiteurs, nous avons retenu la méthode du *choice experiment* (CE) et nous avons demandé à un ensemble de non-résidents d'exprimer leurs préférences face à des choix entre des situations définies en faisant varier cinq attributs de la relation aux nécrophages, sur l'ensemble de la chaîne Pyrénéenne.

Le service d'équarrissage naturel

Le cadre conceptuel et analytique retenu mobilise deux référentiels: celui des services écosystémiques et celui des filières. Il a été appliqué sur des territoires distinguant les zones d'estives, les zones intermédiaires et les plaines sur les deux versants, français et espagnol, du massif.

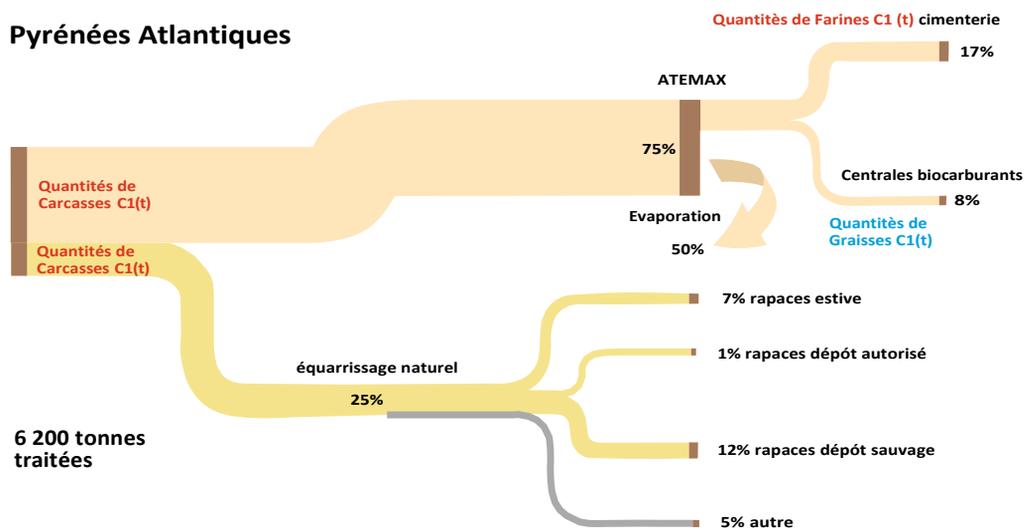


La collecte des données s'est basée sur des entretiens qualitatifs, avec les acteurs filière, des entretiens semi-directifs avec les éleveurs de la vallée d'Aezkoa (12) et de la vallée de la Cize (12), et des données secondaires (ATEMAX, DDPP, CS...). L'analyse de ces données a permis de caractériser les filières d'équarrissage (estimation des quantités traitées et mise en évidence du contraste entre l'organisation des deux versants), d'élaborer une analyse multicritère de la performance des modes d'équarrissage et une évaluation économique (estimation des coûts évités) du service d'équarrissage naturel.



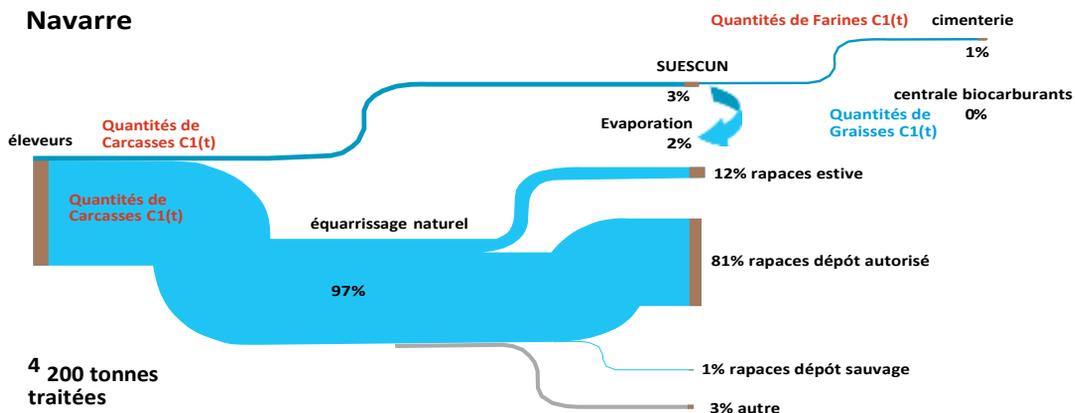
Dans les Pyrénées Atlantiques, l'équarrissage industriel représente 78% du volume de carcasses, pour 22% éliminés par les différentes formes d'équarrissage naturel (dont 9% sur des dépôts sauvages, 11% en estive et 2% sur des placettes d'équarrissage qui offrent une alternative aux dépôts sauvages).

Pyrénées Atlantiques



En Navarre espagnole, l'équarrissage naturel représente 97% du volume de carcasses (dont 81% sur des dépôts autorisés et 12% en estives).

Navarre





L'évaluation économique de l'équarrissage naturel s'appuie sur les coûts évités par rapport à une situation dans laquelle les carcasses seraient traitées par la filière industrielle et en prenant en compte différents indicateurs de performances (ex. l'équarrissage sur dépôts sauvages non loin de zones habitées comporte des risques sanitaires plus élevés que si l'équarrissage est pratiqué en estive ou géré par des collectifs d'éleveurs sur des placettes) ; dans la mesure où sa réalisation est réaliste au plan technico-économique. Ainsi, alors que le coût total de l'équarrissage réalisé par l'industrie des Pyrénées Atlantiques s'élève à 2,7 millions d'euros, la valeur de l'équarrissage naturel est estimée entre 525 et 610 milliers d'euros.

Ce calcul a ensuite été étendu dans une hypothèse de développement de l'équarrissage naturel à un « potentiel réaliste » au niveau du département des Pyrénées Atlantiques. Ce potentiel a été estimé sur la base des hypothèses suivantes:

- Les « placettes » se développent sur la moitié du territoire pour se substituer à l'équarrissage industriel ; la moitié des effectifs industriels sont traités selon les ratios placettes/ industriel par classe d'animaux observés en vallée de Cize (soit: 7-17% pour les bovins/30-50% pour les ovins) : le volume traité est estimé à 400 tonnes, valorisées à 548 €/t soit un total de 184 k€.
- Les dépôts sur des placettes se substituent à l'ensemble des dépôts sauvages : avec une hypothèse basse de performance des dépôts sauvages (50%), le volume traité serait de 536 tonnes, valorisées à 169 €/t, soit 90 k€.

La valorisation des services d'équarrissage rendus par les vautours à travers des placettes développées à leur (plein) potentiel pourraient ainsi permettre de réduire les coûts de l'équarrissage de 274 k€. Les services d'équarrissage fournis par les vautours représenteraient alors près de 900 k€/an à l'échelle du département des Pyrénées Atlantiques.

Les services récréatifs

Pour évaluer les avantages retirés des nécrophages comme support de services récréatif, nous avons mis en œuvre un CE basé sur la réalisation d'une enquête par interviews en face-à-face, auprès de visiteurs (non-résidents). L'enquête a porté sur l'ensemble du massif; elle a été réalisée durant l'été 2017 sur le versant français (214 questionnaires utilisables) et à l'automne sur le versant espagnol par plusieurs entités dans les différentes provinces (114 questionnaires utilisables), soit 328 questionnaires utilisés.

Le principe du CE est de confronter les sujets à des choix entre des situations caractérisées par cinq attributs pouvant prendre plusieurs valeurs. L'un de ces attributs à une dimension monétaire et la valeur du service est calculée à partir des taux de substitution entre cet attribut et les autres. Les attributs retenus étaient :

- Service écologique (nécrophagie).
- Service esthétique (observation).
- Service récréatif (animation, interprétation).
- Contraintes sur certaines activités (protection).
- Attribut financier (taxe de séjour).



Les résultats obtenus montrent un intérêt réel pour la présence des nécrophages, mais pas massif. Le modèle global apparaît statistiquement significatif et la plupart des variables le sont aussi. Concernant les possibilités d'observation, la situation actuelle apparaît comme la préférée. Les visiteurs apparaissent peu demandeurs des actions d'animation et d'interprétation. Concernant le service de nécrophagie les tests montrent un consentement à payer positif ; mais les visiteurs n'expriment pas de préférence pour son développement. Les contraintes liées à la protection sont valorisées positivement : interprétées par rapport aux effets positifs attendus en termes de conservation, plutôt qu'en tant que contraintes imposées aux agents et limitant leur liberté. Le choix de l'attribut monétaire a soulevé quelques inquiétudes : de nouvelles taxes ne sont pas toujours bien perçues et peuvent biaiser les réponses.

Les résultats des traitements économétriques sont les suivants : le consentement à payer moyen s'établit à 1,48 € par nuitée et par visiteur adulte. L'estimation de la valeur des services récréatifs pour les Pyrénées-Atlantiques, basée sur une fréquentation estimée à 22.1 millions nuitées dans le département dont 14% pour la partie montagneuse où résident les vautours, soit 3.1 millions de nuitées, et des ratios de 60% d'adultes dont 40-50% ont le potentiel d'observer des vautours : le service récréatif rendu par les vautours est estimé de l'ordre de 1.1 et 1.4 millions d'euros.





Conclusions

Le service d'équarrissage est indispensable en estive pour des raisons sanitaires et esthétiques. En moyenne montagne, il a une réelle pertinence car il rend de meilleurs services que les entreprises et est moins cher, mais il implique une organisation collective. Pour les Pyrénées Atlantiques, le service est estimé entre 0,5 et 0,6 M€ par an selon les hypothèses de performance de l'équarrissage informel.

Le potentiel des placettes apparaît relativement limité économiquement mais il a un impact sanitaire évident, bien que difficile à estimer.

La contribution aux services récréatifs apparaît significative mais pas massive. Il faut distinguer son importance pour la niche du tourisme ornithologique du surcroît d'attrait qu'il représente pour le tourisme en général. Pour les Pyrénées Atlantiques, le service est estimé entre 1,1 et 1,3 M€ par an selon les hypothèses de fréquentation des sites où l'on peut observer des vautours dont une partie comprend les services d'équarrissage. Ces montants sont significatifs, mais traduisent à la fois une importance globale limitée, mais localement porteuse d'enjeux forts. Une extrapolation à l'échelle de l'ensemble du massif pyrénéen sur ces deux versants pourrait aboutir à des valeurs respectivement de l'ordre de 3-4 et 6-8 M€ par an. Une perspective intéressante serait d'approfondir l'analyse des interactions entre ces deux services écosystémiques.

Identificación y caracterización de los hábitats pascícolas utilizados por aves necrófagas en áreas piloto de gestión ganadera de Navarra.

Vicente Ferrer¹, Marta Lopez², Alfonso Llamas³, Asun Berastegi⁴
Isabel Ibarrola⁵, Aritz Zaldua⁶, David Campion⁷

Introducción

El proyecto Interreg-Poctefa ECOGYP “*Servicios ecosistémicos, rapaces necrófagas y hábitats*” tiene como objetivo general “*Contribuir a la conservación de la biodiversidad en el macizo de los Pirineos, mediante el desarrollo de un marco técnico conjunto de gestión sostenible de aves rapaces, y reforzar los vínculos entre los actores pirenaicos y los emblemas del patrimonio natural*”.

En el espacio pirenaico las rapaces necrófagas (quebrantahuesos, alimoche común, buitre negro, buitre leonado y milano real) se encuentran protegidas por la legislación europea, estatal y regional.

.....
¹Belardi consultoría. Pastos, ganadería extensiva y medioambiente.

*Correo electrónico: belardi@belardiconsultoria.com

²Gobierno de Navarra. Correo electrónico:marta.lopez.liberal@navarra.es

³GAN-NIK. Correo electrónico: allamass@gan-nik.es

⁴GAN-NIK. Correo electrónico: aberastg@gan-nik.es

⁵GAN-NIK. Correo electrónico: iibarrom@gan-nik.es

⁶GAN-NIK. Correo electrónico: azalduae@gan-nik.es

⁷Correo electrónico: dcampion@gan-nik.es



Estas especies, así como los hábitats de los que dependen, son parte integral de ecosistemas complejos y frágiles que aportan una serie de recursos y/o procesos naturales que benefician a los seres humanos; son los llamados Servicios Ecosistémicos o Servicios del Ecosistema. La conservación de los vectores de los servicios de estos ecosistemas, es decir, las rapaces necrófagas y sus hábitats, garantizan el mantenimiento de la calidad y cantidad de los servicios facilitados.

Algunos de los hábitats asociados a las necrófagas son hábitats incluidos en el Anexo I de la Directiva 92/43/CEE. La preservación de gran parte de los mismos, así como de su flora y fauna asociadas, incluidas las necrófagas, dependen de su manejo a través de la ganadería extensiva. En este sentido, y a modo de ejemplo, el manual *Farming for Natura 2000*, recoge un listado de los hábitats dependientes del manejo ganadero, clasificándolos en función de su grado de dependencia en *estrictamente dependientes* o *parcialmente dependientes* (Plataforma por la Ganadería Extensiva y el Pastoralismo, 2015). Entre ellos se incluyen muchos hábitats de matorral y pastizal, tanto mediterráneos como atlánticos, que se vinculan directamente con el hábitat de alimentación y campeo de las rapaces necrófagas.

La ganadería extensiva puede facilitar de esta manera el mantenimiento de los paisajes abiertos y de los hábitats usados por estas rapaces. El manejo sostenible y ordenado de los recursos pascícolas por parte de las explotaciones ganaderas en extensivo aporta por tanto impor-

tantes beneficios sociales y ecosistémicos, algunos de los cuales están íntimamente vinculados a la conservación de las necrófagas.

Sin embargo, las sinergias positivas entre el pastoreo y las necrófagas van más allá de la mera conservación del paisaje y de los hábitats. Así, se ha comprobado que la ganadería extensiva es una fuente de alimentación necesaria para el mantenimiento de las poblaciones de aves necrófagas (Margalida *et al.* 2011), mientras que la gestión del ganadero se ve favorecida por el papel de eliminación de focos infeccioso-contagiosos que realizan las carroñeras (Morales-Reyes, *et al.*, 2018). Las normativas sanitarias establecidas a partir de la denominada “crisis de las vacas locas”, así como el propio declive de la ganadería extensiva, han supuesto la merma de los recursos tróficos y la pérdida de los servicios facilitados por estas aves. No obstante, las nuevas normativas estatales y autonómicas permiten a las explotaciones de ganadería extensiva localizadas en las denominadas Zonas de Protección para la Alimentación de Especies Necrófagas de interés comunitario (ZPAEN) el depósito de los cadáveres en el monte, en los lugares autorizados, o en la red de muladares existente. De esta manera los servicios ecosistémicos se ven restaurados. Además de los servicios sanitarios, las carroñeras evitan la emisión de los gases de efecto invernadero que se producen en el transporte y eliminación por incineración de estos subproductos (Morales-Reyes, *et al.*, 2015) y, a su vez, las explotaciones se ven beneficiadas al poder reducir los costes de gestión de los cadáveres.

Entre las acciones programadas en el proyecto ECOGYP se encuentra la Acción 3 “*Diagnóstico de la situación, identificación y comprensión de la situación de partida*” que se concreta en el desarrollo de 8 actividades. Entre ellas, se define la Actividad 3.4. relativa a la “*Identificación y caracterización de los hábitats utilizados por las rapaces necrófagas*” cuya finalidad es, para el caso de Navarra, “*la realización de una cartografía y caracterización de los hábitats utilizados por las especies de aves necrófagas (pastizales/matorrales) en un área piloto. Se definirán indicadores de buen estado de conservación de estos hábitats en relación con las actividades agro-silvo-pastorales tradicionales que se desarrollan en ellos y se elaborarán criterios de manejo de estos hábitats*”. Se trata, por tanto, de responder a dos cuestiones clave: ¿Qué servicios ecosistémicos aportan las necrófagas en relación a la ganadería extensiva?, ¿en qué medida influye la ganadería extensiva en el mantenimiento de la estructura paisajística y en la conservación en un estado óptimo de los hábitats vinculados a las necrófagas?



Milano real (*Milvus milvus*)

En relación a la primera pregunta existen varios trabajos ya publicados (Morales-Reyes, *et al.*, 2015 y 2018) y dentro del marco de Ecogyp se ha realizado una identificación y valoración de estos servicios en el ámbito local del proyecto (Valles de Cize–Pyrénées Atlantiques– y Aezkoa–Navarra) (Heleschewitz, 2018).

El objetivo del presente trabajo se centra fundamentalmente en responder a la segunda cuestión, evaluando la relación entre la gestión ganadera y la estructura del paisaje, así como del estado de los hábitats.

Metodología

El trabajo se ha desarrollado en 9 zonas localizadas en el área biogeográfica de transición entre la Navarra atlántica-pirenaica y la mediterránea: 5 en la Zona Especial de Conservación (ZEC). Sierra de Ugarra y 4 en la Sierra de Sarbil. Esta última no se incluye en la Red Natura 2000 de Navarra, pero alberga elementos de elevado valor ecológico, entre los que se incluyen el ser una importante área de cría y campeo de rapaces necrófagas. La superficie total del área del trabajo es de 5.772,60 ha.

Las zonas seleccionadas constituyen unidades de gestión pascícola que son utilizadas por explotaciones ganaderas de ovino, vacuno y/o equino. Algunas de estas unidades están cercadas perimetralmente y todas cuentan con diversas infraestructuras ganaderas (abrevaderos, balsas, naves ganaderas, etc.).

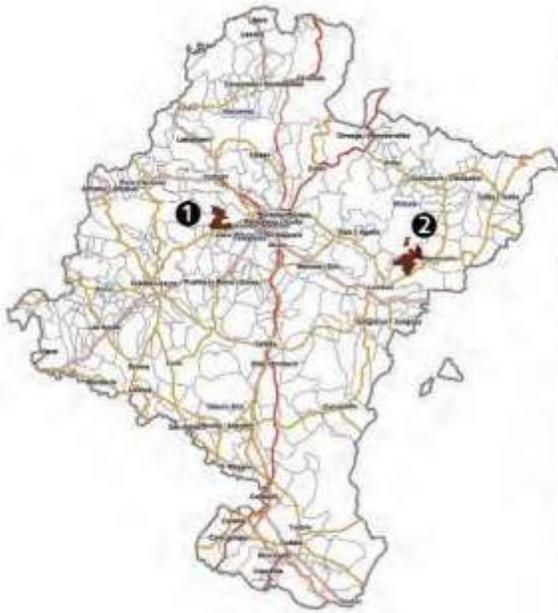
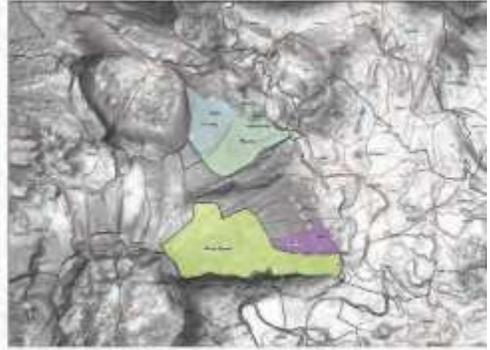
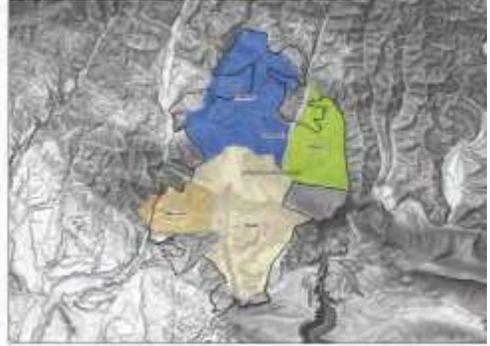


Fig.1.- Localización de las zonas de estudio y de las unidades de gestión ganadera

1.- Sierra de Sarbil



2.- (ZEC) Sierra de Ugarra



En cada una de estas unidades se ha desarrollado el estudio según el siguiente esquema.

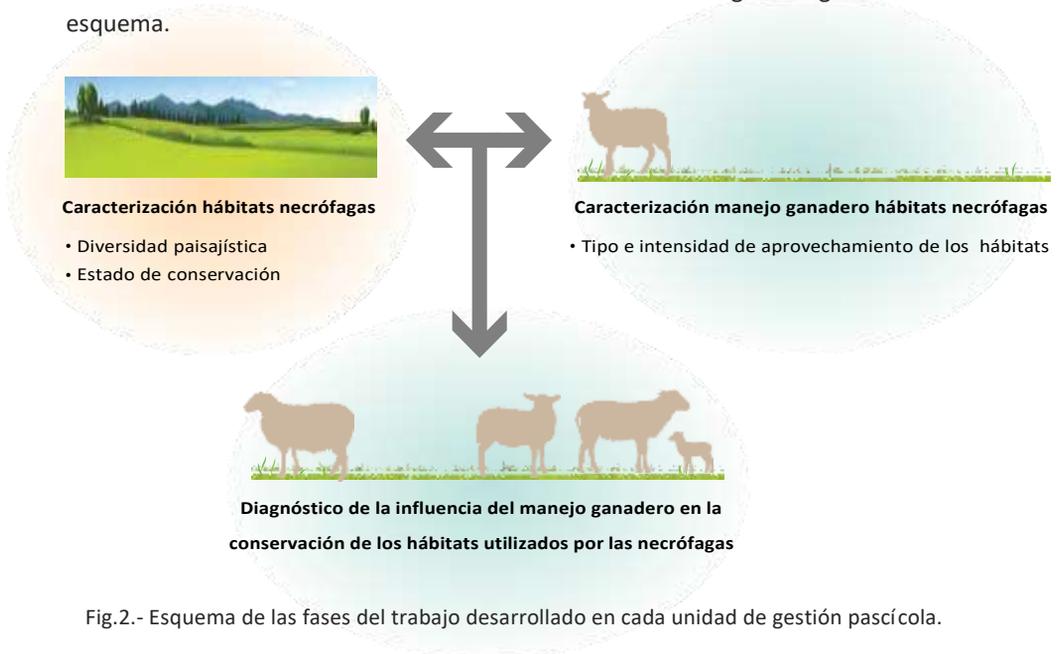


Fig.2.- Esquema de las fases del trabajo desarrollado en cada unidad de gestión pascícola.

Se trata por un lado de caracterizar los tipos de recursos y hábitats que componen las unidades de gestión, determinar la diversidad del paisaje y evaluar el estado de conservación (EC) de los hábitats pascícolas de matorral y pasto herbáceo incluidos en la Directiva 92/43/CEE. Por otro lado, se caracterizan las explotaciones ganaderas que usan cada territorio tratando de establecer su grado de extensividad y de dependencia de los recursos naturales y seminaturales, así como determinar la intensidad de uso de los mismos. Por último, se analizan las relaciones entre el manejo ganadero y la diversidad paisajística y el estado de conservación de los hábitats.

Caracterización y análisis de la distribución y diversidad territorial de los Hábitats de Interés Comunitario (HIC) y de Interés Prioritario (HIP) relacionados con las aves necrófagas

La finalidad es determinar la distribución y diversidad vegetal territorial y evaluar la superficie ocupada por los hábitats de pastizal y matorral incluidos en la Directiva 92/43/CEE presentes en cada unidad de gestión.

No ha sido objeto del estudio realizar una cartografía específica de hábitats; la información se ha obtenido de cartografías ya realizadas en cada territorio, en concreto el Mapa de hábitats de la Red Natura 2000 de Navarra a escala 1:25.000 (Olano *et al.*, 2005) y el Mapa de recursos pascícolas 1:5.000 de diversos Proyectos de Ordenación Pascícola del Gobierno de Navarra (Basartea, 2011; Ferrer, 2005; 2007; 2015; 2016; 2018 y 2019). El cruce de ambos mapas permite obtener el mapa final de hábitats 1:5.000 de cada unidad de gestión y la superficie de cada hábitat HIC y HIP.

Con el tratamiento de la información gráfica y alfanumérica se han calculado una serie de parámetros sencillos con el objeto de evaluar la diversidad paisajística (Tabla 1).

Indicadores de diversidad paisajística	
Indicador	Descripción
Número de tipos y subtipos de vegetación	Número de tipos de vegetación presentes en la unidad de gestión (arbolado, matorral, pasto herbáceo, cultivos)
Número total de polígonos por tipos fisionómicos de vegetación y por hábitats HIC y HIP incluidos en la unidad	Recintos totales de cada tipo de vegetación (arbolado, matorral, pasto herbáceo, cultivos) y hábitats HIC y HIP
Densidad de recintos	Número de recintos por tipos de vegetación y hábitats por cada 100 ha de superficie
Tamaño medio de los recintos y desviación estándar por tipos fisionómicos de vegetación, hábitats y total	Superficie media y desviación estándar de los tipos de vegetación, hábitats y para la totalidad de la unidad de gestión
Índice de Dominancia e índice de Simpson	El índice de dominancia (D) indica si entre los tipos de vegetación existentes en un paisaje hay dominancia de uno o pocos tipos o, por el contrario, hay muchos que tienen una representación superficial similar o próxima. El índice de diversidad de Simpson (1-D) representa la posibilidad de que dos recintos tomados al azar pertenezcan al mismo tipo de vegetación. Este índice toma valores entre 0 (paisaje muy homogéneo) y 1 (paisaje muy heterogéneo)
Índice de Shannon	Valora la diversidad paisajística a partir del número de tipos de vegetación y la superficie ocupada por cada tipo

Tabla 1.- Evaluación del estado de conservación de los hábitats HIC y HIP.

Evaluación del estado de conservación de los hábitats HIC y HIP

El estado de conservación de los HIC y HIP se ha establecido tomando como base los criterios indicados por el Ministerio de Transición Ecológica (2018) y que se refieren a:

1. Superficie y tendencia.
2. Estructura y composición.
3. Impactos, amenazas y perspectivas futuras.

Para los criterios de estructura y composición e impactos y amenazas se ha seguido la metodología establecida en Maciejewski, *et al.* (2015) y Zabalza, *et al.* (2019). En total se han definido 15 indicadores (Tabla 2): 5 para el parámetro de estructura; 3 para el de composición y otros 3 para el de impactos y amenazas. Para el indicador de relativo a la intensidad de pastoreo se han considerado a su vez 5 subindicadores. Los indicadores utilizados varían según el hábitat que se trate (arbustivos o herbáceos).

Parámetro	Indicador	Hábitats de matorral (4090;5210)	Hábitats herbáceos (4090;6210)	
1 Estructura y funciones	1.1. Presencia de estratos característicos	x	x	
	1.2. Cobertura de especies leñosas características	x	x	
	1.3. Altura de las arbustivas	x		
	1.4. Cobertura de especies herbáceas características		x	
	1.5. Altura de herbáceas características		x	
2 Composición florística	2.1. Riqueza específica	x	x	
	2.2. Presencia y abundancia de especies nitrófilas y ruderales	x	x	
	2.3. Presencia de especies invasoras	x	x	
3 Actividades Impactos y amenazas	3.1. Intensidad de pastoreo	3.1.1. Grado de ramoneo de leñosas	x	x
		3.1.2. Grado de consumo de herbáceas	x	x
		3.1.3. Densidad de excrementos	x	x
		3.1.4. Porcentaje de suelo desnudo	x	x
		3.1.5. Presencia de sendas desprovistas de vegetación	x	x
	3.2. Presencia de especies indicadoras de sucesión	x	x	
	3.3. Presencia de actividades dañinas para la vegetación	x	x	

Tabla 2.- Indicadores del estado de conservación.

Para cada indicador se establecen diferentes rangos de valoración que pueden ser positivos o negativos en función de su relación con el estado de conservación favorable del hábitat (ver tabla 3).

Hábitat 6210			
	Indicador	Rango	Valor
Estructura y funciones	1.1. Presencia de estratos característicos	Malo	-10
		Medio	0
		Óptimo	15
	1.2. Cobertura de especies herbáceas características	< 20%	-15
		20-40%	-10
		40-60%	10
		>60%	15
	1.3. Altura herbáceas	>20 cm	-10
		15-20 cm	-5
		10-15 cm	0
		0-10 cm	5
	1.4. Cobertura de matorral	>60%	-20
		40-60%	-10
20-40%		5	
< 20%		10	
Composición florística	1.5. Riqueza específica	Bajo	-10
		Medio	5
		Alto	10
		Muy alto	15
	1.6. Presencia y abundancia de especies nitrófilas y ruderales	>30%	-2
		10-30%	-10
		5-10%	-5
		0-5%	5
	1.7. Presencia de especies invasoras	>30%	-20
		10-30%	-10
		5-10%	-5
		0-5%	5

Tabla 3.- Ejemplo de rangos utilizados en los indicadores de estructura y composición en hábitats herbáceos. Los colores representan los rangos de valoración del indicador respecto al estado favorable del hábitat.

Valores desfavorables

 Valores neutros

 Valores favorables

El estado de conservación (EC) se valora según la suma total del valor establecido para cada indicador según el procedimiento Maciejewski, *et al.*, 2015.

Dada la finalidad del estudio, no se ha realizado un muestreo exhaustivo y sistemático de cada recinto ocupado por un determinado hábitat, sino que se han tomado datos en puntos representativos que permitan evaluar el EC global de cada hábitat y, en todo caso, su variabilidad. Así, se seleccionan una serie de puntos representativos del hábitat en los cuales se anotan los valores de los diferentes indicadores establecidos como referencia.

Caracterización de las explotaciones vinculadas al uso de los hábitats relacionados con las aves necrófagas: indicadores de extensividad y dependencia, y grado de pastoreo de los hábitats

El objetivo es caracterizar las explotaciones que hacen uso de los hábitats presentes en cada unidad de gestión y, a partir de la información obtenida, establecer una serie de indicadores sencillos con el objeto de determinar el grado de extensividad de las explotaciones, la dependencia de los recursos naturales en la alimentación del ganado y valorar la intensidad de pastoreo en los mismos.

La caracterización de las explotaciones hace referencia a aspectos tales como: orientación productiva; censos ganaderos y composición de los rebaños; ciclo reproductivo (periodos de pariciones, lactación, cubriciones, etc.); ciclo alimenticio (periodo de estabulación y pastoreo, alimentación suplementaria); calendario de aprovechamiento y número de cabezas pastantes de los diferentes recursos; gestión de cadáveres, etc

Los indicadores de extensividad, grado de dependencia de los recursos naturales y seminaturales e intensidad de pastoreo son los indicados en la Tabla 4.

Diagnóstico de la influencia del sistema y grado de pastoreo sobre la conservación del paisaje y hábitats utilizados por las aves necrófagas

Se relacionan los aspectos relativos sobre la influencia del manejo ganadero con el estado de conservación de los hábitats HIC y HIP y la diversidad del paisaje. Se analiza igualmente el tipo de gestión de los cadáveres y su relación en la alimentación de las necrófagas. Por último, se establecen las principales conclusiones y se indican unas propuestas de gestión generales para la conservación en un estado óptimo de los hábitats utilizados por las rapaces necrófagas.



Indicador	Descripción
Número de días en el que el ganado se encuentra en pastoreo	Periodo del ciclo anual en el que ganado pasta en los recursos de la unidad
Número de días a ración completa en pastoreo	Periodo del ciclo anual en el que el ganado pasta en los recursos de la unidad sin alimentación suplementaria.
Porcentaje de necesidades cubiertas en estabulación, pastoreo y/o alimentación suplementaria en pastoreo	% de las necesidades anuales que son cubiertas en cada periodo productivo
Porcentaje de necesidades cubiertas en pastoreo en recursos de origen agrícola	% de las necesidades anuales que son cubiertas en recursos agrícolas (rastros, cultivos forrajeros, etc.)
Porcentaje de necesidades cubiertas en pastoreo en recursos naturales y seminaturales	% de las necesidades anuales que son cubiertas en recursos forestales (arbolar, pastos arbustivos, pastos herbáceos)
Grado de intensidad de pastoreo en los recursos naturales y seminaturales y en los hábitats HIC y HIP	Se calcula un índice de intensidad de pastoreo (Ip) que se obtiene mediante el cociente entre lo que realmente obtiene el ganado de los recursos pascícolas naturales (demanda) y lo que potencialmente puede obtener (oferta), ambos expresados en unidades energéticas (Unidades Forrajeras). El índice de intensidad de pastoreo varía entre 0 y 1. Su interpretación se realiza según lo establecido por Ferrer (2005)

Tabla 4.- Indicadores de extensividad, grado de dependencia de los recursos naturales y seminaturales e intensidad de pastoreo.

Resultados

La mayor parte de las unidades de gestión están constituidas por un elevado número de tipos y subtipos de vegetación, entre los que son dominantes las masas arboladas y los pastos arbustivos que, en general, ocupan numerosos recintos de considerable extensión. La superficie de pastos herbáceos es, en la mayor parte de los casos, reducida; tan solo en las unidades de Sarbil, Saldise, Berroya y Aspurz es de mayor entidad. Suelen encontrarse en recintos de escasa extensión intercalados entre el matorral y, en su caso, el arbolado. La superficie de cultivos en secano es importante en las unidades de la ZEC de Ugarra, mientras que en la Sierra de Sarbil son de escasa o nula presencia.

La vegetación se distribuye en la mayor parte de las unidades territoriales de manera fragmentada en un elevado número de número de recintos. Salvo en Zabalza II, Eguillor y Saldise, el paisaje es heterogéneo

Resultados obtenidos de los indicadores de superficie ocupada por los recursos pascícolas y hábitats y diversidad paisajística									
Indicador	ZEC Ugarra					Sierra de Sarbil			
	Berroya	Napal	Aspurz	Zabalza I	Zabalza II	Finca Sarbil	Izcue	Eguillor	Saldise
% Superficie total (ha)	368,8	1.440,0	1.110,5	1.112,9	176,8	835,1	151,3	113,2	236,1
Nº subtipos vegetación	14	20	17	19	8	24	18	12	12
% Superficie arbolado	2	30	42	39	48	7	43	64	29
% Superficie matorral	63	52	39	46	36	60	37	24	46
% Superficie pastos herbáceos	17	2	15	2	6	31	13	11	25
% Superficie cultivos	18	16	4	13	10	2	3	0	0
Nº total de recintos	89	143	163	120	27	93	51	30	28
Superficie media recintos (ha)	4,4	10,1	6,7	9,3	6,5	8,9	2,9	10,5	8,4
Densidad (nº recintos/100 ha)	22,5	10,0	14,7	10,8	15,3	11,2	33,7	9,5	11,9
Índice de Simpson	0,845	0,866	0,823	0,875	0,642	0,874	0,825	0,769	0,832
Índice de Shannon	2,023	2,315	2,099	2,260	1,271	2,440	2,148	1,841	1,964
Nº HIC y HIP	6	6	3	5	2	4	3	3	5
% superficie HIC y HIP	73,8	65,7	38,0	49,7	6,5	43,5	49,3	32,0	65,4

Tabla 5.- Resultados de los indicadores de superficie ocupada.



Sierra de Ugarra. El porcentaje de la superficie ocupada por hábitats de interés o prioritarios (HIC o HIP) es significativa en la práctica totalidad de las unidades pascícolas de la ZEC.

con valores de diversidad que, en términos relativos, pueden considerarse medio-altos.

El porcentaje de la superficie ocupada por hábitats de interés o prioritarios es significativa en la práctica totalidad de las unidades pascícolas. En la ZEC de Ugarra destacan los brezales oromediterráneos endémicos con aliaga (Hábitat 4090), en concreto los tomillares y aliagares submediterráneos, incluidos su faciación con pastos de *Brachypodium retusum* y los matorrales arborescentes de *Juniperus* spp. (5210). En menor medida se localizan prados secos seminaturales y facies de matorral sobre sustratos calcáreos (*Festuco-Brometalia*) (6210), que se corresponden con los pastizales mesoxerófilos subcantábricos con *Brachypodium rupestre* y pastizales de *Helictotrichon cantabricum*.



Sierra de Sarbil. Entre los hábitats HIC y HIC de la Sierra de Sarbil destacan los matorrales de otavera y los aliagares-tomillares submediterráneos (4090) que suelen formar mosaicos con pastos mesoxerófilos (6210).

En la Sierra de Sarbil son también destacables los brezales oromediterráneos endémicos con aliaga (hábitat 4090), entre los que son predominantes los matorrales de otavera y los aliagares-tomillares submediterráneos, estos últimos en mosaico con pastos submediterráneos de *Brachypodium retusum*. De la misma forma, son igualmente frecuentes los matorrales arborescentes de *Juniperus* spp. (5210) y los pastos mesoxerófilos (6210), en los que, en este caso, predominan los pastos calcícolas petranos de *Koeleria vallesiana* y los pastos mesoxerófilos subcantábricos con *Brachypodium rupestre*.

Las unidades de gestión son utilizadas por diversas explotaciones ganaderas de ovino, vacuno y/o equino de razas autóctonas de marcada rusticidad que, en su mayoría, disponen de importantes efectivos ganaderos. El ovino es de raza Navarra, el vacuno predominante es Pirenaico y, el equino, Burguete y Jaca Navarra.

Son explotaciones en las que el pastoreo se extiende en periodos prolongados de tiempo, en ocasiones durante todo el año. La mayor parte de ellas completan el ciclo productivo anual en el territorio de las unidades de gestión, lo que es posible gracias a la mencionada diversidad de recursos que las componen.



El ganado vacuno predominante es el de raza Pirenaica (Sarbil).

El porcentaje de necesidades cubiertas en pastoreo alcanza así en la mayoría de los casos porcentajes altos respecto a las totales anuales. Los recursos pascícolas forestales (pastos arbolados, arbustivos y herbáceos) son utilizados en algunos casos de manera exclusiva y, en otros, de forma complementaria a las tierras de labor. En unos y otros, los pastos de monte desempeñan un papel fundamental y estratégico en el ciclo alimenticio y productivo anual, sobre todo en las explotaciones con ganado mayor, que, en función de sus características productivas y ritmos fenológicos, son utilizados secuencialmente en las diferentes épocas de año.



El ganado ovino del ámbito de trabajo es de raza Navarra (Izcue).

Resultados obtenidos de los indicadores de manejo ganadero														
Indicador	ZEC Ugarra							Sierra de Sarbil						
	Berroya		Nepal	Aspurz		Zabalza I		Zabalza II	Finca Sarbil			Izcue	Eguillor	Saldise
Tipo de ganado	Ovino	Equino	Ovino	Vacuño	Ovino	Ovino	Vacuño	Vacuño	Vacuño	Equino	Caprino	Ovino	Equino	Vacuño
Nº de cabezas	750	12	1.520	125	200	510	48	48	260	36	85	1.100	40	60
Nº de días anuales de pastoreo	275	365	275	275	60	290	275	100	365	166	365	180	365	170
% necesidades anuales de pastoreo	50	88	35	59	55	57	45	15	87	50	75	30	80	60
% necesidades anuales de pastos naturales y seminaturales	15	71	19	49	8	17	19	15	87	50	75	30	80	60
Dependencia de recursos seminaturales	Baja-Media	Alta	Baja-Media	Alta	Baja	Alta	Media	Alta	Alta	Media	Alta	Baja	Alta	Alta
Intensidad de pastoreo en pastos arbustivos y herbáceos	Moderado-Intenso		Infra-pastoreo-Moderado	Moderado		Infrapastoreo-Moderado		Moderado	Intenso			Moderado-Intenso	Moderado	Intenso

Tabla 6.- Resultados de manejo ganadero.

Son por lo tanto explotaciones de carácter extensivo o, en el caso del ovino, semiextensivo, algunas de ellas en ecológico, con un alto grado de autosuficiencia, muy ligadas al uso de los recursos en pastoreo, cuya utilización facilita en gran medida una menor dependencia de recursos externos y, por tanto, favorece la rentabilidad de las explotaciones. La diversidad paisajística y su conservación son así de especial importancia para el mantenimiento de estos sistemas en extensivo.

Ahora bien, ¿cómo influye la gestión ganadera de estos espacios en la conservación de la biodiversidad y, por tanto, del hábitat de las necrófagas?

Aunque las interacciones entre el ganado y la evolución de los pastos son muy complejas, un aspecto inherente a ello es el grado o intensidad con la que se utilizan los recursos disponibles, factor que se vincula, entre otros, con la carga ganadera, periodo y duración del pastoreo, tipo de ganado pastante, etc., pero también, con las prácticas agronómicas ligadas al uso ganadero (desbroces, siembras, abonados, etc.).

La intensidad de uso de los diferentes recursos que componen las unidades territoriales tomadas como referencia es variable y, en casos,

espacialmente heterogénea. Así, en las unidades de mayor superficie (Napal, Zabalza I) la carga es inferior a la potencialmente admisible, aunque el pastoreo suele ceñirse y concentrarse en determinadas zonas que son pastadas con intensidad. Por el contrario, en las de menor extensión (Berroya, Aspurz, Finca de Sarbil, Saldise, etc.) la carga está más ajustada a la potencial y el ganado pasta de manera más homogénea por toda la superficie disponible.

En general, en unos y otros casos, los pastos y hábitats más intensamente pastados son, en el caso de los arbustivos, los de mayor transitabilidad y accesibilidad y los formados por leñosas que aportan pasto ramoneable. También son utilizados con alta intensidad la mayor parte de los pastos herbáceos. Las comunidades leñosas de mayor porte y estructura intrincada son habitualmente pastadas de manera menos intensa, al menos las menos accesibles y las más alejadas a los cubículos e infraestructuras ganaderas.

Este diferente grado de pastoreo facilita, en la mayor parte de las unidades, la existencia de diferentes formaciones vegetales con distintas características estructurales e, incluso, distintas fisionomías dentro de cada comunidad y, por tanto, ciertamente contribuye a mantener la diversidad paisajística. También contribuyen algunas prácticas relacionadas con la gestión ganadera, como son el mantenimiento de tierras de labor destinadas a la alimentación del ganado y la realización de desbroces mecánicos en matorrales densos de escaso valor pascícola.

¿Y este grado de utilización favorece la conservación de los HIC y HIP vinculados a las necrófagas en un estado óptimo?

El mencionado grado heterogéneo de pastoreo de las distintas unidades de gestión, e incluso dentro del propio territorio que componen cada una de ellas, tiene una influencia variable sobre el estado de conservación de los HIC y HIP. Aunque en general el efecto del pastoreo en el EC de la mayor parte de la superficie que ocupan los hábitats incluidos en la 92/43/CEE es positivo, se observan algunos impactos derivados de la actividad ganadera que suponen una cierta merma en su estado de conservación, tanto por defecto como por exceso de pastoreo.

Así, por ejemplo, se localizan zonas poco o nada utilizadas por el ganado cuya consecuencia es, en el caso de algunos hábitats herbáceos (6210) y arbustivos (4090), la proliferación de especies leñosas propias de etapas más avanzadas de la sucesión vegetal y/o, en los primeros,

Síntesis del estado de conservación de los HIC y HIP en las unidades de gestión pascícola		ZEC Ugarra					Sierra de Sarbil			
Indicador		Berroya	Napal	Aspurz	Zabalza I	Zabalza II	Finca Sarbil	Izcue	Eguillor	Saldise
		4090	Aliagares y tomillares submediterráneos	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado desfavorable	Estado favorable	Estado desfavorable	Estado desfavorable
4090	Matorral de otavera	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable
5210	Matorrales arborescentes de <i>Juniperus spp.</i>	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable
4090	Pastos submediterráneos de <i>Brachypodium retusum</i>	Estado desfavorable	Estado desfavorable	Estado favorable	Estado desfavorable	Estado favorable	Estado desfavorable	Estado desfavorable	Estado favorable	Estado favorable
6210	Pastos mesoxerófilos	Estado desfavorable	Estado desfavorable	Estado favorable	Estado desfavorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable
6210	Pastos calcícolas petranos	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado favorable	Estado desfavorable	Estado favorable

Estado desfavorable
 Estado inadecuado
 Estado favorable

Tabla 7.- Síntesis del estado de conservación de los hábitats.

una importante acumulación de biomasa herbácea que implica la disminución de la riqueza específica. Esta misma situación se observa en algunas zonas desbrozadas recientemente. Además, en algunas de estas áreas intervenidas se aprecia la lenta proliferación de las leñosas propias de las comunidades de origen, hecho que se puede explicar por su escasa o nula palatabilidad y, consecuentemente, su escaso o nulo consumo por parte del ganado. En sentido contrario, en ciertas unidades territoriales el pastoreo intenso y/o el paso reiterado del ganado provoca el aumento de calveros y sendas desprovistas de vegetación que afectan fundamentalmente al hábitat 4090 (aliagares y tomillares submediterráneos y pastos de *Brachypodium retusum*). Solo de manera muy puntual se observa la presencia de especies nitrófilas y ruderales.

En consecuencia, y salvo lo reseñado precedentemente, el uso ganadero facilita de manera general el mantenimiento de la superficie de los HIP y HIC con una estructura y composición óptimas. No obstante,



En zonas poco o nada utilizadas por el ganado proliferan las especies leñosas



El pastoreo permite conservar mosaicos de pastizal y matorral



en ciertos casos, sería necesario adoptar o adaptar ciertas medidas en la gestión ganadera para procurar la mejora del estado de ciertos hábitats, medidas que, por otro lado, ya se consideran en algunos de los respectivos proyectos de ordenación de las unidades de gestión.

Por último cabe preguntarse ¿cómo influye la gestión de los cadáveres de las explotaciones ganaderas en la alimentación de las rapaces necrófagas?

En Navarra la gestión de los cadáveres está regulada por la Orden Foral 46/2014, la cual, establece las normas básicas para la aplicación del RD 1632/2011, de 14 de noviembre. Esta OF establece la normativa para la alimentación de determinadas especies de la fauna silvestre con subproductos animales no destinados al consumo humano (SANDACH), bien en muladares o bien en zonas de protección para la alimentación de especies necrófagas de interés comunitario (ZPAEN). Estas últimas son zonas expresamente declaradas por necesidades de conservación y recuperación de especies necrófagas de interés comunitario. En estas Zonas puede autorizarse la alimentación de esas especies fuera de los muladares, con cuerpos enteros o partes de animales muertos que contengan o no, material especificado de riesgo, procedentes de explotaciones previamente autorizadas ubicadas en dichas zonas y que cumplan rigurosos requisitos sanitarios. Todo el territorio de la Comunidad Foral de Navarra está declarado como ZPAEN a excepción de los municipios incluidos como zona de influencia del aeropuerto de Pamplona-Noáin.

Como se sintetiza en la tabla 8, cinco de las explotaciones objeto del estudio tienen autorización para depositar las reses muertas en zonas ZPAEN, una en muladar (Napal) y las otras tres restantes retiran los cadáveres para ser tratados industrialmente (Finca de Sarbil, Aspuz y

Gestión de cadáveres de explotaciones ganaderas														
Indicador	ZEC Ugarra						Sierra de Sarbil							
	Berroya		Napal	Aspuz		Zabalza I		Zabalza II		Finca Sarbil			Izcue	Eguillor
Tipo de ganado	Ovino	Equino	Ovino	Vacuno	Ovino	Ovino	Vacuno	Vacuno	Vacuno	Equino	Caprino	Ovino	Equino	Vacuno
Gestión de cadáveres	ZPAEN		Muladar	Retirada de cadáveres		ZPAEN	ZPAEN	Retirada de cadáveres			ZPAEN	Retirada de cadáveres	ZPAEN	

Tabla 8.- Gestión de cadáveres en el ámbito de trabajo.



Muladar de Napal.

Beasoain-Eguillor). En el caso de la Finca de Sarbil se debe a que se sitúa en la zona de influencia del aeropuerto de Pamplona, aspecto que no deja de ser llamativo ya que el ganado, en producción ecológica, permanece pastando durante todo el año en la unidad de gestión, y a que esta unidad se localiza en las inmediaciones de zonas de cría de una importante colonia de rapaces necrófagas.

Consecuentemente, la mayor parte de las explotaciones favorecen de manera positiva a la alimentación de las carroñeras, no sólo por el alimento aportado, sino también, por la forma de hacerlo. En efecto, la gestión de los cadáveres en áreas ZEPHEN implica el restablecimiento de las condiciones naturales en la disponibilidad de las carroñas al hacerse de manera dispersa e impredecible. La acumulación de grandes cantidades de carroña en superficies puntuales (muladares) entraña cambios en las pautas de alimentación de las necrófagas, se incrementa la competencia interespecífica, favoreciendo a unas especies respecto a otras, implica variaciones en los patrones de distribución y movimientos de las necrófagas y condiciona igualmente sus posibilidades de reproducción (Morales-Reyes *et al.*, 2015). Además, para las explotaciones ganaderas la posibilidad de utilización de las ZEPHEN supone, entre otros, el ahorro de costes económicos derivados de la necesidad de contraer seguros para la retirada, transporte y tratamiento de los cadáveres.

En la tabla 9 se resumen los resultados obtenidos en el estudio en cuanto al grado de extensividad de las explotaciones, y de dependencia de los recursos seminaturales, la conservación del paisaje en mosaico y de los hábitats HIC y HIP en un estado favorable de conservación y la influencia en la alimentación de las rapaces.

Resumen de la influencia de las explotaciones en la conservación de los hábitats vinculados a las necrófagas									
Indicador	ZEC Ugarra					Sierra de Sarbil			
	Berroya	Napal	Aspurz	Zabalza I	Zabalza II	Finca Sarbil	Izcue	Eguillor	Saldise
Grado de extensividad									
Grado de dependencia de los recursos seminaturales									
Mantenimiento de un paisaje en mosaico									
Contribución al mantenimiento de HIC y HIP en un EC óptimo									
Influencia en la alimentación de rapaces necrófagas									

Nulo Medio Bajo

Tabla 9.- Resultados de la influencia de las explotaciones en la conservación de los hábitats. La división de una misma casilla trata de indicar el rango de variación del EC del Hábitat.

Conclusiones

Las explotaciones ganaderas vinculadas a los espacios utilizados por las rapaces necrófagas se caracterizan por tener un alto grado de extensividad y autosuficiencia. Los recursos pascícolas naturales y seminaturales, incluidos algunos hábitats de la Directiva 92/43/CEE, juegan un papel primordial y estratégico en la alimentación del ganado. La utilización secuencial en el espacio y en el tiempo procura prolongados periodos de pastoreo y, consecuentemente, una menor dependencia de aportes externos, lo que favorece la rentabilidad de las explotaciones.

Los sistemas de gestión agro-silvo-pastorales utilizados están favoreciendo el mantenimiento de paisajes heterogéneos con estructura en mosaico en los que se incluyen diversos hábitats de elevado valor ecológico. Así mismo, el modo de utilización de estos hábitats facilita, en buena parte de los casos, su conservación en un estado favorable. Las explotaciones que contribuyen de mayor manera tanto a la diversidad paisajística como a la conservación de los hábitats son aquellas de

mayor carácter extensivo: prolongados periodos de pastoreo, alto porcentaje de necesidades cubiertas en pastoreo, utilización de razas autóctonas de carácter rustico, baja utilización de forrajes y piensos externos, uso de cargas ganaderas acordes a las características de los pastos, etc.

Ejemplo de estas explotaciones son las de la Finca de Sarbil, Berroya, Saldise, Eguillor, Aspurz y Zabalza II.

En este sentido, la opción más oportuna para la conservación de la diversidad es la creación y/o el mantenimiento de unidades de pastoreo de superficie continua y delimitada ("cotos redondos") que estén integradas por un diverso abanico de recursos pascícolas (agrícolas y forestales arbolados, arbustivos y herbáceos) que se complementen en el espacio y tiempo, y que estén dotadas de las oportunas infraestructuras necesarias para el control y manejo del ganado (cierres perimetrales e internos, abrevaderos, mangas ganaderas, etc.). En el presente estudio se ha puesto de manifiesto que es precisamente este tipo de unidades territoriales de manejo ganadero las que presentan una mayor influencia en el mantenimiento de la diversidad (Finca de Sarbil, Zabalza II, Berroya, Aspurz, Saldise, etc.) y de la calidad del hábitat para las necrófagas.

Obviamente, la conservación de los hábitats en un estado de conservación óptimo requiere, además, de modelos de gestión ganadera debidamente planificados. Es importante por ello desarrollar y poner en práctica, como ya se viene realizando en ciertos casos, sistemas de planificación de los recursos pascícolas en los que además de abordar las necesidades del sector ganadero, se tengan en cuenta el papel e influencia de la ganadería extensiva en la conservación de la biodiversidad y en la provisión de servicios ecosistémicos, incluidos los referidos a las aves necrófagas.

Dichos modos de gestión de las explotaciones ganaderas (extensividad, importante dependencia de recursos naturales, pastoreo prolongado en el tiempo, etc.), además de favorecer la conservación de hábitats de interés y paisajes diversos, conllevan un movimiento del ganado que hace que la disponibilidad de animales muertos tenga un alto grado de incertidumbre, con una variación temporal y espacial de los recursos que son precisamente los requerimientos ecológicos a los que están adaptadas las rapaces necrófagas. En este sentido, la gestión de los cadáveres que se realiza en la mayor parte de las explotaciones, con autorización de abandono de los animales muertos en

zonas ZEPAEN, es la opción más integrada en el ecosistema y la más beneficiosa para la conservación de las rapaces necrófagas. La retirada, transporte y eliminación de los restos animales a través de gestores autorizados supone un alto coste ambiental, por el declive en las poblaciones de aves necrófagas y por la pérdida de los servicios ecosistémicos facilitados. Además, suponen un aumento en el coste de gestión de las propias explotaciones.

La ganadería extensiva desempeña así un papel trascendental en la conservación del hábitat para las necrófagas, existiendo además otras importantes sinergias e interrelaciones positivas entre ella y las comunidades de aves carroñeras. En determinadas zonas donde la densidad de ungulados silvestres es baja o en hábitats cerrados donde estos no son accesibles, los recursos tróficos proporcionados por la ganadería extensiva son fundamentales para el mantenimiento de sus poblaciones (Margalida *et al.* 2011 y 2018). Por su parte, se está comprobando en los últimos años que el papel de los carroñeros en los flujos de materia y energía de los ecosistemas, así como los servicios ecosistémicos que procuran al conjunto de la sociedad son mucho más amplios e importantes que lo que se pensaba (Olea *et al.* 2019).

Por todo ello y, por otras muchas razones no menos importantes, tanto de índole medioambiental, como social y económicas, en un contexto actual de crisis generalizada en el sector ganadero, es necesario, adoptar y aplicar todas aquellas medidas que procuren el mantenimiento de la ganadería extensiva.

Durante el desarrollo del trabajo se ha comprobado que el análisis de la heterogeneidad del paisaje mediante índices de diversidad paisajística permite comparar las diferencias en la gestión ganadera de los distintos territorios y su relación con las características del paisaje. Por otra parte, la definición de indicadores para la evaluación del estado de conservación de la estructura y funciones de los hábitats constituye uno de los retos más importantes en el proceso de la aplicación de los requerimientos de conservación y seguimiento que establece la Directiva Hábitats.

Bibliografía

Basartea. 2011. Proyecto de ordenación de los recursos pascícolas forestales de la finca de Ugarra (LIC Areta-ES2200013) y del LIC de Ugarra (ES 2200026) y su área de influencia en Urraúl Alto, Urraúl Bajo, Navascués y Romanzado.

Berastegi, A. 2013. Prados y pastizales en Navarra: descripción, tipificación y ecología. Guineana, Vol. 19.

Ferrer, V. 2005. Plan de Gestión de los recursos pascícolas del LIC Sierra de Ugarra. Informe inédito. viveros y Repoblaciones de Navarra.

Ferrer, V. 2007. Plan de Gestión de los recursos pascícolas del concejo de Aspurz. Informe inédito. Ayuntamiento del Concejo de Aspurz.

Ferrer, V. 2015. Proyecto de Ordenación del monte comunal del Concejo de Saldise: Recurso Pascícola. Sigi-Saga cop- Dto. Desarrollo Rural, Medioambiente y Administración Local. Gobierno de Navarra.

Ferrer, V. 2016. Plan Especial del Monte Comunal perteneciente al concejo de BEASOAIN-EGUILLOR (Olló). Sigi-Saga cop-Dto. Desarrollo Rural, Medioambiente y Administración Local. Gobierno de Navarra.

Ferrer, V. 2018. Proyecto de Ordenación pascícola de la Finca Sarbil (Etxauri). SAT Finca Sarbil-Gobierno de Navarra.

Ferrer, V. 2019. Plan de aprovechamiento silvopastoral de la Sierra de Sarbil: Concejos de Izcue, Artázcoz e Izu (Cendea de Olza). Gobierno de Navarra.

Fundación Entretantos. 2015. Situación de la ganadería extensiva en España (I): Definición y caracterización de la ganadería extensiva en las explotaciones ganaderas en España. Fundación Entretantos-Ministerio de Agricultura y Pesca, alimentación y Medio Ambiente.

Heleschewitz, D. 2018. Evaluation multi-échelle comparative des modes d'équarrissage dans les Pyrénées occidentales. Institut National de Recherche Agronomique (INRA, Montpellier)-Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (CIRAD, Montpellier)-Université Paul Sabatier. Toulouse.

Maciejewski L., Seytre, L., Van Es, J., & Dupont, P. 2015. État de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire. Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000. Guide d'application. Service du Patrimoine Naturel. France.

Margalida, M^a.A., Colomer, M. A., Sanuy, D. 2011. Can Wild Ungulate Carcasses Provide Enough Biomass to Maintain Avian Scavenger Populations? An Empirical Assessment Using a Bio-Inspired Computational Model. Plos One, 6 (5): e20248.

Margalida, A., Oliva-Vidal, P., Llamas, A., Colomer, M^a.A. 2018. Bioinspired models for assessing the importance of transhumance and transboundary management in the conservation of European avian scavengers. *Biological Conservation* 228 (2018) 321–330.

Ministerio de Medio Ambiente, Biosfera 21, Tragsa. 2007. Bases ecológicas para la Gestión de los tipos de hábitats de interés comunitario presentes en España (Directiva 92/43/CEE).

Ministerio para la Transición Ecológica. 2018. Plan y Directrices para la realización del informe de aplicación de la Directiva Hábitat en España 2013-2018.

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.

Morales-Reyes, Z., Pérez-García, J.M., Moleón, M. y Sánchez Zapata, J.A. 2018. El papel sanitario de los carroñeros en la ganadería extensiva. *Quercus* 394. Diciembre 2018.

Olano, J.M., Peralta, J., Remón, J.L. & Ferrer, V. 2005. Nueva cartografía de hábitats de interés comunitario (1:25.000) de la Directiva 92/43/CEE en los Lugares de Importancia Comunitaria de Navarra. Informe inédito. Gobierno de Navarra y Gestión Ambiental de Navarra.

Olea, P.P., Mateo-Tomás, P. and Sánchez-Zapata, J.A. 2019. Introduction to the Topic of Carrion Ecology and Management. In P. P. Olea *et al.* (eds.), *Carrion Ecology and Management, Wildlife Research Monographs 2*, https://doi.org/10.1007/978-3-030-16501-7_1

Peralta, J. 2006. Nueva cartografía de hábitats (1/25.000) en los Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) de Navarra (Directiva 92/43/CEE) – ES2200026-Sierra de Ugarra. Documento inédito. Gobierno de Navarra y Gestión Ambiental de Navarra. Pamplona.

Peralta, J., Biurrun, I., García-Mijangos, I., Remón, J.L., Olano, J.M., Lorda, M., Loidi, J. & Campos, J.A. 2018. Manual de Hábitats de Navarra. Gobierno de Navarra y GAN-NIK. Pamplona.

Plataforma por la Ganadería Extensiva y el Pastoralismo. 2015. Informe sobre la elegibilidad para pagos directos de la PAC de los pastos leñosos españoles.

Sánchez, J.A. 2012. Buitres y servicios ecosistémicos: investigación aplicada a la conservación de la biodiversidad y los procesos ecológicos. *Revista Eubacteria* (junio 2012) N^o 29.

Zabalza, S., Iragui, U., Berastegi, A., den Toom, M. & Astrain, C. 2019. Sistema Agrario de Alto Valor Natural “Sistema ganadero extensivo pirenaico”. Informe preliminar 2019. Gobierno de Navarra-Nafarroako Gobernua y Gestión Ambiental de Navarra-Nafarroako Ingurumen Kudeaketa.



Cohabitación entre aves necrófagas y personas.

Puesta en valor de los
servicios ecosistémicos.

Efectos de la alimentación suplementaria en las poblaciones de necrófagas. Directrices para la gestión.

Alfonso Llamas ¹ y Marta López ²

Introducción

La materia orgánica muerta es un recurso ubicuo y abundante, presente en todos los ecosistemas en gran cantidad. Un gran porcentaje de la biomasa vegetal (hasta un 90%) no se consume por los herbívoros. A su vez, la mayoría de los animales no son depredados. Por ejemplo, más de un 95% de los renos de las islas Svalbard y cerca del 70% de los ungulados salvajes de la sabana africana mueren por otras causas distintas a la depredación (ver Olea, *et al.*, 2019). La biomasa en descomposición, *detritus* en sentido amplio, es por lo tanto un recurso trófico muy abundante, variable en origen y en calidad, y que es explotado por multitud de organismos. Estos detritívoros o descomponedores desempeñan una función tremendamente importante en las redes de materia y energía de los ecosistemas. La carroña es un recurso particular dentro del conjunto de los *detritus*, habitualmente aparece en forma de cadáveres completos de animales. La carroña se caracteriza por

.....

¹ GAN-NIK, Área de Biodiversidad

*Correo electrónico: allamass@gan-nik.es

² Gobierno de Navarra, Sección de Planificación Estratégica del Medio Natural

*Correo electrónico: marta.lopez.liberal@navarra.es



Las carroñas son un recurso alimenticio de alta calidad disponible de forma puntual, aleatoria y efímera en los ecosistemas.

presentarse en los ecosistemas de modo puntual e imprevisible, con aleatoriedad tanto espacial como temporal. Además, es un recurso altamente energético por lo que puede considerarse una fuente de alimentación de alta calidad que aparece en los ecosistemas de modo puntual, aleatorio y efímero, ya que es rápidamente consumido. De este modo la competencia por parte de los organismos necrófagos o carroñeros ha llevado a desarrollar fuertes adaptaciones específicas a la explotación de este recurso.

Las aves rapaces necrófagas estrictas están adaptadas a las peculiaridades de esta fuente de alimentación. Por lo general son animales que utilizan un bajo coste energético en sus desplazamientos de campeo, presentan alta detección sensorial, con mecanismos etológicos de detección de la carroña incluso a nivel de comunidad de necrófagos. Poseen un metabolismo bajo, adaptado a la ingesta puntual y espaciada de la comida, y mantienen estrategias reproductivas denominadas de la *K*; esto es, elevada longevidad y baja fecundidad.

Tras la revolución neolítica los ungulados domésticos han sido desde hace siglos una importante proporción de los recursos tróficos de las rapaces necrófagas. Pero cabe preguntarse hasta qué punto dependen de la alimentación proporcionada por la ganadería extensiva. En los últimos años se ha comprobado que las políticas de sanidad pública de control de los desechos de los ungulados domésticos, tras la aparición del brote de encefalopatía espongiforme bovina, han limitado en gran medida los recursos alimenticios para las aves necrófagas. Ante esta situación: ¿son suficientes los ungulados salvajes para mantener unas poblaciones de aves rapaces necrófagas en buen estado de conservación? ¿Es necesaria la gestión de la alimentación suplementaria para mantener en buen estado de conservación a estas poblaciones?

En recientes estudios de modelización desarrollados con el modelo computacional basado en *P-Systems* se ha comprobado que, en un escenario de desaparición de los recursos proporcionados por los ungulados domésticos, la oferta suministrada por los ungulados silvestres podría no ser suficiente para mantener las poblaciones de rapaces necrófagas. Sobre todo, en determinadas zonas; concretamente en el área estudiada prepirenaica sería necesaria una fuente de alimentación alternativa para garantizar la conservación de las poblaciones de necrófagas (Margalida, *et al.*, 2011).

Las prácticas ganaderas tradicionales influyen decisivamente en el estatus poblacional y e incluso el rango de distribución de las especies de aves necrófagas (ver por ej. Mateo-Tomás & Olea, 2015 o Margalida, *et al.* 2018). La normativa sanitaria y sus exigencias de trazabilidad y de eliminación de los animales muertos ha significado en el pasado y podrían significar en el futuro una drástica reducción de la disponibilidad de alimento para estas aves. Esta retirada de cadáveres ha causado retrasos en la fecha de puesta; disminución en el tamaño de puesta y del éxito reproductor; y una caída en la tasa de supervivencia, probablemente por el aumento de la mortalidad debido a la mayor exposición a alimento contaminado (Donazar, *et al.*, 2009, Margalida, *et al.*, 2010 y Margalida, *et al.*, 2014).

El desarrollo del actual reglamento en el que se establecen las normas de gestión sanitaria para los subproductos animales no destinados al consumo humano (SANDACH), ha permitido la posibilidad de alimentación de las especies necrófagas de interés comunitario tanto en los denominados muladares como en zonas fuera de ellos. Los reglamentos europeos en la materia (Reglamento (CE) 1069/2009 y (UE) 142/2011)



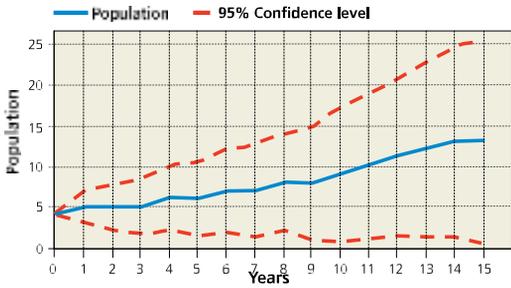
Hypothetical population trend and 95% confidence intervals of the three avian scavengers in the two subpopulations studied.

a) represents a hypothetical scenario in which food obtained by the scavengers was only provided by wild ungulates) while
 b) represents the results obtained by the model under the real scenario during 1994–2009. The starting point (0) is the population of every species in the year 1994.

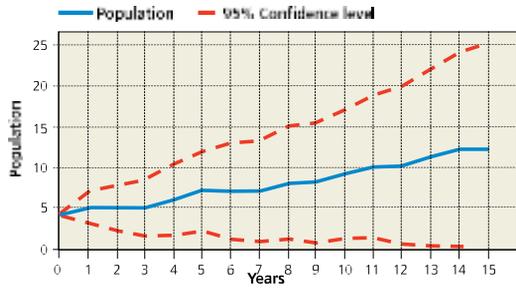
Zone 1): Pyrenees;

Zone 2): Pre-Pyrenees. (Margalida *et al.*, 2011).

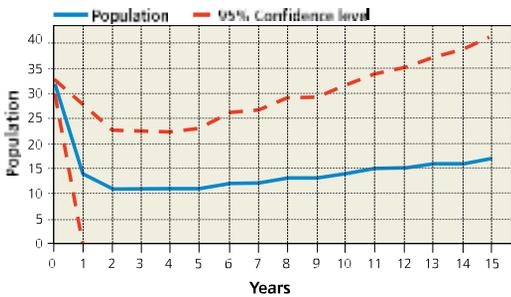
***Neophron percnocterus* (Zone 1)**



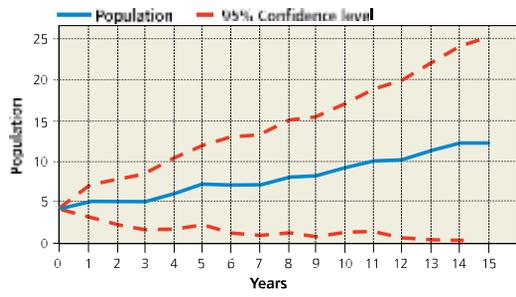
***Neophron percnocterus* (Zone 1)**



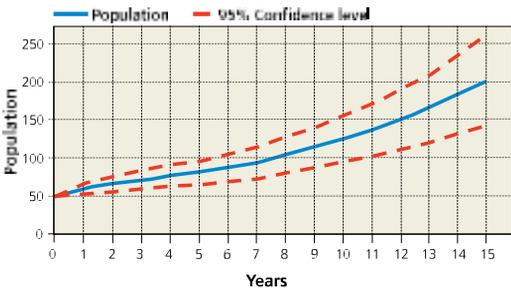
***Neophron percnocterus* (Zone 2)**



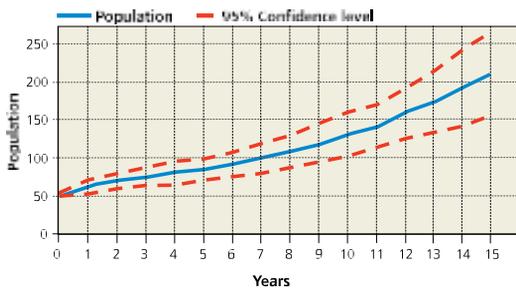
***Neophron percnocterus* (Zone 2)**



***Gyps fulvus* (Zone 1)**



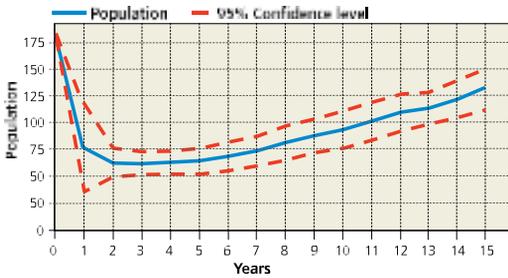
***Gyps fulvus* (Zone 1)**



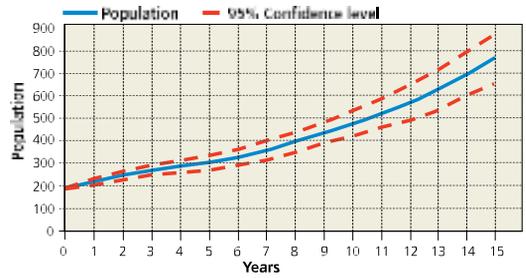


doi:10.1371/journal.pone.0020248.g003
Assessing Ungulates Biomass for Vulture Management ·
PLoS ONE | www.plosone.org ·
May 2011 | Volume 6 | Issue 5 | e20248.

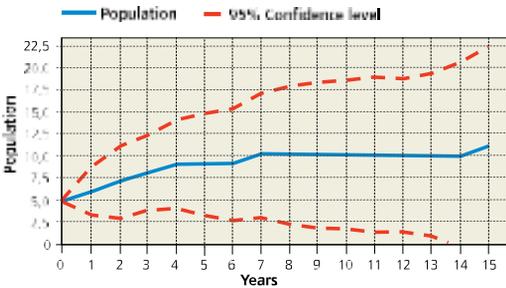
Gyps fulvus (Zone 2)



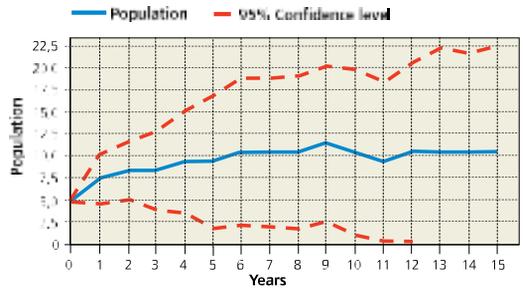
Gyps fulvus (Zone 2)



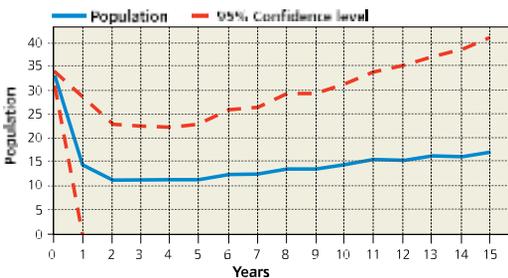
Gypaetus barbatus (Zone 1)



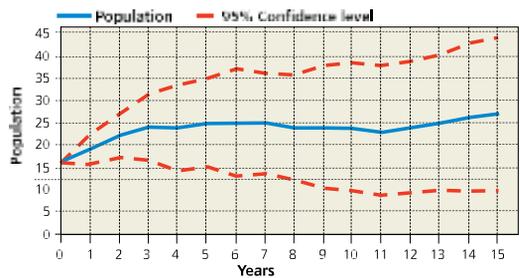
Gypaetus barbatus (Zone 1)



Gypaetus barbatus (Zone 2)



Gypaetus barbatus (Zone 2)



han sido integrados en el ordenamiento jurídico estatal a través del Real Decreto 1632/2011. En él se regula que las Comunidades Autónomas pueden delimitar, en su territorio de competencia, Zonas de Protección para la Alimentación de Especies Necrófagas de interés comunitario (ZPAEN), en las cuales se autoriza la alimentación con cadáveres de animales fuera de los comederos o muladares. Las condiciones que deben cumplir las explotaciones ganaderas localizadas en ZPAEN para ser autorizadas a depositar animales muertos se regulan en Navarra a través de la Orden Foral 46/2014. Además, en esta norma se delimita la ZPAEN y se regula el funcionamiento de los muladares en la Comunidad Foral de Navarra. Los gestores necesitan conocer la *demand*a trófica que requieren las poblaciones de necrófagas en un estado de conservación favorable; así como la *oferta* proporcionada por los ungulados salvajes y por la ganadería autorizada a depositar tanto en ZPAEN como en muladares. Este conocimiento es esencial para planificar y gestionar el aporte de alimentación suplementaria en determinadas zonas, periodos, o enfocado a determinadas especies.

La alimentación suplementaria es una herramienta de gestión que se ha utilizado frecuentemente como una medida de conservación para muchas especies de rapaces amenazadas. Sin embargo, existe cierta controversia en su modo de aplicación en lo referente a cuándo y cómo estas medidas deberían aplicarse. Además, es un método de gestión no auto-suficiente y bastante costoso a largo plazo, por lo que siempre debería ser utilizado como una medida de gestión complementaria a otras acciones de conservación aplicables al territorio, al hábitat o a la población.



Efectos de la alimentación suplementaria en las poblaciones de aves necrófagas

Vamos a analizar algunas de las consecuencias que se ha comprobado o conjeturado que tiene la alimentación suplementaria sobre las poblaciones de necrófagas. E incluso a otros niveles, sobre los diferentes individuos de una especie, o sobre las características de la comunidad de carroñeros de un ecosistema.

- Incremento de la supervivencia preadulta

Se ha corroborado que la alimentación suplementaria específica para el quebrantahuesos mejora la tasa de supervivencia pre-adulta de la especie, al facilitarle acceso a una alimentación segura, lo que prolonga la viabilidad de la población (Oro, *et al.*, 2008).

- Potenciación de la capacidad reproductora

La escasez de presas en el territorio limita el éxito reproductor en muchas aves rapaces (v.g. Ontiveros, *et al.* 2004). La alimentación suplementaria específica a parejas reproductoras de quebrantahuesos se ha propuesto como herramienta para mejorar la productividad de los territorios; si bien los resultados sugieren que no se produce un incremento del éxito reproductor si los factores de mortalidad no-natural continúan operando (Ferrer, *et al.* 2014, Margalida, 2010 y Margalida, *et al.* 2016a).

- Facilitar procesos de recolonización

La alimentación suplementaria se ha utilizado para facilitar la recolonización de áreas abandonadas por las especies de necrófagas (Mundy, *et al.*, 1992). En el Pirineo los puntos de alimentación suplementaria específicos para el quebrantahuesos (PAS) han favorecido la fijación de individuos erráticos en zonas periféricas del área de distribución de la especie, para así favorecer su expansión territorial. También se utiliza en el Pirineo para fidelizar al territorio a los ejemplares de buitre negro reintroducidos. En la vertiente norte, la evolución de la distribución oriental del quebrantahuesos ha estado ligada al diseño en la localización de los PAS (Razin, 2014) y se ha comprobado que la probabilidad de ocupar un nuevo territorio por parte de la especie está correlacionada positivamente con la regularidad en los aportes al PAS, no con la cantidad de los mismos (M. Razin, *com. pers.*, 2019). En Montes Vascos, en el límite oriental de distribución de la especie, se realiza desde hace décadas por parte de Gobierno de Navarra y Diputación Foral de

Evolution de la distribution en relation avec les opérations de soutien alimentaire - Hiver 1994-1995



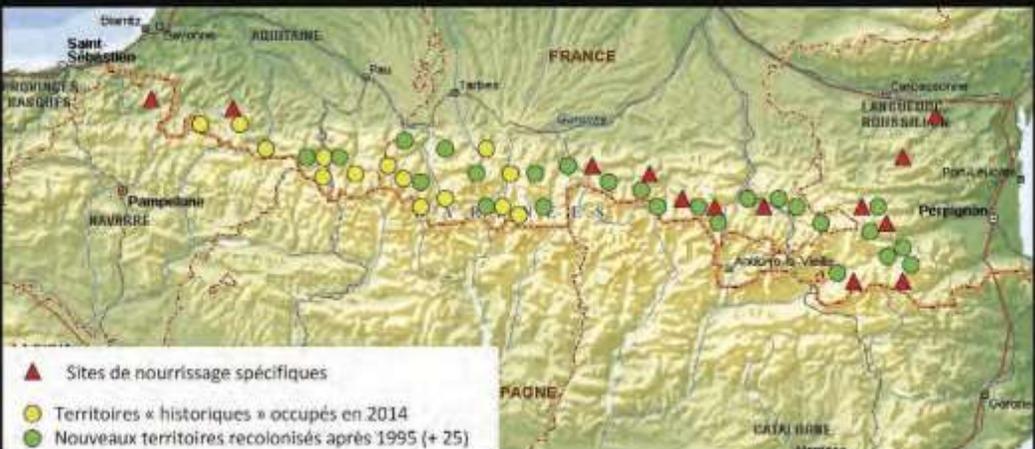
Hiver 1994-1995 : 9 sites de nourrissage spécifiques

1995: 18 territoires occupés, 17 sur la moitié ouest + 1 sur la moitié est



Evolución de la distribución del quebrantahuesos y de los Puntos de Alimentación Suplementaria activos en la vertiente norte de Pirineos. 1994-2014 (Extraído de Razin, 2014)

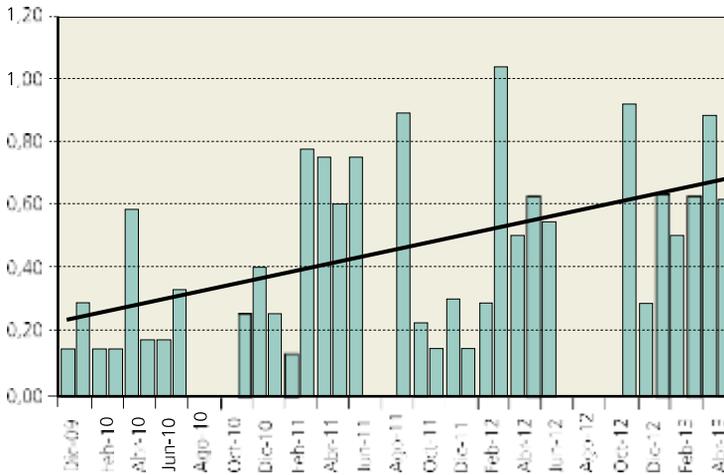
Evolution du soutien alimentaire et de la distribution Hiver 2013-2014



Hiver 2013-2014 : 12 sites de nourrissage spécifiques

2014: 39 territoires occupés (22 sur la moitié ouest, 17 sur la moitié est)



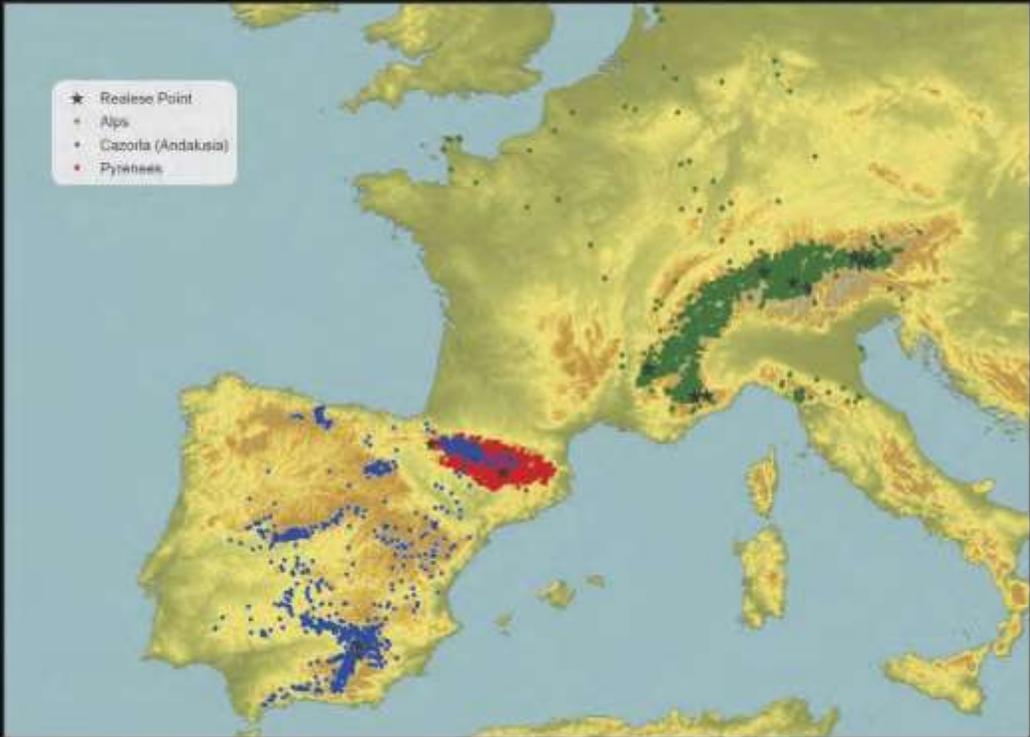


Número de observaciones/puntos de observación activos.
Seguimiento del quebrantahuesos en Montes Vascos (2009-2013).
Datos del Gobierno de Navarra, D.F. de Gipuzkoa y D.F. de Álava.

Gipuzkoa un aporte y seguimiento sistemático de varios PAS. El análisis estandarizado de la presencia de la especie muestra a lo largo del tiempo un aumento de las observaciones de individuos respecto al esfuerzo prospector (Llamas, 2014, Aierbe, *et al.*, 2002), concluyendo en la fijación de una unidad territorial en la zona en 2017, con su primer inicio de reproducción en 2019.

• Influencia sobre la dispersión de las fases pre-adultas

En el análisis de los movimientos de los ejemplares que han sido equipados con geolocalizadores GPS se ha detectado el solapamiento entre las áreas de campeo de los ejemplares y los PAS, especialmente para los ejemplares juveniles en sus áreas núcleo de actividad (*Home Range* 50%) (Margarida, *et al.* 2016b, Gil, *et al.* 2014). Sin embargo, hay que tener en cuenta que el diseño de la red de PAS no es aleatorio y habría que seguir investigando con nuevos métodos o mediciones para analizar mejor los efectos del uso de los PAS en los movimientos de los buitres. Por último, también se ha conjeturado que la amplia red de PAS mantenida en el pirineo central podría ser una de las causas de que los movimientos dispersivos detectados en la población pirenaica de quebrantahuesos sean mucho menores que los realizados en las poblaciones reintroducidas en los Alpes y Andalucía (Margarida, *et al.* 2013).



Distribution of mean-day locations of individual satellite-tracked pre-adult bearded vultures of the wild Pyrenean population ($n = 9$), and the reintroduced populations of Andalusia ($n = 13$) and the Alps ($n = 24$). Stars show release points. (Margalida, *et al.* 2013).

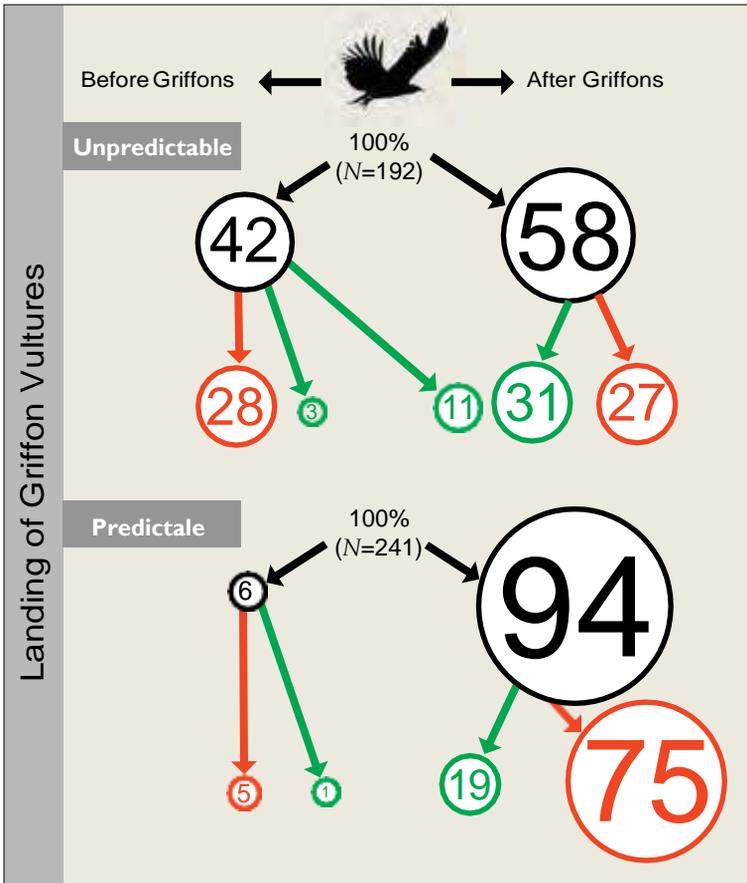
- Saturación del hábitat en áreas de cría

La gran concentración de aves no reproductoras alrededor de los PAS situados en las áreas de reproducción de la especie ha llevado a la aparición de fenómenos demográficos denso-dependientes. La calidad del hábitat disminuye, ya que el empaquetamiento de ejemplares hace que aumenten las interacciones intraespecíficas con efectos negativos en la fecundidad. Además, a medida que aumenta la población dentro de la misma área, la productividad promedio disminuye porque se usan territorios cada vez más pobres y de menor tamaño en promedio (Carrete, *et al.* 2006a, 2006b, Margalida, *et al.*, 2008).

- Predictibilidad del recurso

Como se ha comentado más arriba, las carroñeras están adaptadas a explotar un recurso trófico que se presenta naturalmente en los ecosis-

temas de manera puntual y aleatoria. Los muldares y puntos de alimentación suplementaria originan una predictibilidad en la disponibilidad de alimento que puede ser espacial y temporal. Esta característica influye no solo en los factores poblacionales de las especies, si no incluso en las relaciones interespecíficas entre gremios de carroñeras o incluso interviene de distinto modo en los diferentes individuos dentro de una especie.



Schematic representation of the observed changes in the arrival and feeding activity of small scavengers at unpredictable and predictable carcasses in regard to the arrival of Griffon Vultures (vertical gray bar). Numbers represent percentages of individuals arriving (black circles), feeding (green circles), and not feeding (red circles). Note that only at random carcasses did small scavengers profit from the arrival of Griffon Vultures, denoting facilitation. (Cortés-Avizanda, *et al.* 2012. Photo credit: Antonio Atienza.)

Se ha comprobado que las fuentes de alimentación previsible son mejor aprovechadas, e incluso acaparadas, por el buitre leonado en detrimento de otras pequeñas aves carroñeras, que además están en un peor estado de conservación, como el alimoche común o el milano real (Cortés-Avizanda, *et al.* 2010). En estas situaciones los buitres llegan antes al recurso que las pequeñas carroñeras y únicamente el 20% de los ejemplares de éstas últimas que llegan a la carroña consiguen alimentarse. En las carroñas no predecibles, fuera de los puntos de alimentación, el buitre llega más tarde y hasta el 45% de estas pequeñas carroñeras que acuden consiguen comer (Cortés-Avizanda, *et al.* 2012).

También se han detectado especializaciones individuales debidas a la predictibilidad del recurso y al estatus social del individuo. En el alimoche canario o guirre los puntos de alimentación predecibles pueden afectar tanto al modo de buscar comida como a la dinámica social dentro de las poblaciones de este buitre (van Overveld, *et al.* 2018).

La ubicación de los puntos de alimentación suplementaria puede ser clave también no sólo para los carroñeros sino también para la conservación de otras especies que viven en la zona, debido a la atracción que tienen estos emplazamientos a carroñeros facultativos y depredadores oportunistas (Cortés-Avizanda, *et al.* 2009).

Recomendaciones de manejo¹

La alimentación suplementaria debe enfocarse para las especies de carroñeras menos abundantes y con mayores problemas de conservación. Para ello el diseño de las localizaciones de los puntos de alimentación, así como la gestión temporal de los aportes, debe adaptarse a los requerimientos tróficos y los movimientos de estas especies objetivo. Priorizando en los comederos los depósitos de animales pequeños o trozos de animales frente al depósito de gran cantidad de cadáveres de ganado doméstico.

Las áreas de distribución actual o potencial de estas especies, en las que aun subsista un mínimo de cabaña ganadera en régimen no estabulado,

1 Elaboración propia según datos propios y Cortés-Avizanda, *et al.*, 2010 y 2016; Moreno-Opo, *et al.* 2015a y 2015b.

se deberían delimitar como ZPAEN al amparo de la legislación vigente. En estas zonas también habría que facilitar e impulsar a las explotaciones ganaderas existentes a que tramiten la autorización para el depósito en el monte de sus cadáveres. Librándoles de las tasas de recogida o con otro tipo de beneficios socio-económicos. El modelo de gestión de los SANDACH en ZPAEN es el que más se acerca a una situación natural de impredecibilidad del recurso.

En el diseño de la red de muladares, autorizados conforme al desarrollo autonómico del Real Decreto 1632/2011, se debe priorizar la existencia de pequeños y dispersos, frente a la autorización del vertido de muchas explotaciones en unos pocos grandes muladares. Los necesarios Planes de Gestión de dichos muladares deberían adaptarse a las necesidades temporales reales de las poblaciones de necrófagas y basarse en estudios científicos rigurosos.

En la localización de los muladares y puntos de alimentación suplementaria específicos deben tenerse en cuenta los riesgos de contaminación ambiental, riesgos externos para las aves objetivo, así como su influencia para otras especies del entorno.

Es fundamental controlar la adecuada calidad de los recursos aportados en los puntos de alimentación suplementaria. Deben estar libres de contaminantes (plomo, fármacos veterinarios, biocidas, etc.) o materiales peligrosos (cuerdas, plásticos). Se desaconseja la utilización de cabañas altamente intensivas como la porcina o las aves de corral. Estas últimas además pueden ser vectores de transmisión de patógenos a las aves necrófagas al ser más probable la transmisión entre aves.

Conclusiones

Los buitres han evolucionado para adaptarse al aprovechamiento de las carroñas proporcionadas por los ungulados salvajes y desde la revolución neolítica de los ungulados domésticos. La imprevisibilidad temporal y espacial de la presencia de estas carroñas es la mejor forma de regular la capacidad de carga del medio para estas especies. Se establecen así densidades de población de acuerdo con la calidad de su hábitat y evitando los problemas que puede causar un manejo artificial del medio. Sin embargo, la alimentación suplementaria es necesaria siempre enfocada como una herramienta de conservación. Puede aumentar las

tasas de supervivencia y favorecer procesos de recolonización de las especies más amenazadas. La planificación y ejecución del suministro de alimentación suplementaria debería simular lo máximo posible la dispersión espacial y la imprevisibilidad de los recursos.

Bibliografía

Aierbe, T., Olano, M. & Vázquez, J. (2002). Situación actual de las poblaciones de los necrófagos Buitre leonado (*Gyps fulvus*), Alimoche Común (*Neophron percnopterus*) y Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Gipuzkoa. *Munibe (Ciencias Naturales-Natur Zientziak)*. 53: 211-228

Carrete, M., Donázar, J. A., Margalida, A. (2006a). *Density-dependent productivity depression in Pyrenean bearded vultures: implications for conservation. Ecological Applications*, 16: 1674-1682.

Carrete, M., Donázar, J.A., Margalida, A., Bertan, J. (2006b). *Linking ecology, behaviour and conservation: does habitat saturation changes mating systems in bearded vultures? Biology Letters*, 2: 624-627.

Cortés-Avizanda, A., Blanco, G., DeVault, T.L., Markandya, A., Virani, M.Z., Brandt, J., and Donázar, J.A. (2016). *Supplementary feeding and endangered avian scavengers: benefits, caveats, and controversies. Front Ecol Environ* 2016; 14(4): 191–199, doi:10.1002/fee.1257. *The Ecological Society of America*.

Cortés-Avizanda, A., Carrete, M., Donázar, J.A. (2010) *Managing supplementary feeding for avian scavengers: Guidelines for optimal design using ecological criteria. Biological Conservation* 143 (2010) 1707–1715.

Cortés-Avizanda, A., Carrete, M., Serrano, D. & Donázar, J.A. (2009) *Carcasses increase the probability of predation of groundnesting birds: a caveat regarding the conservation value of vulture restaurants. Animal Conservation*. 12 (2009) 85–88.

Cortés-Avizanda, A., Jovani, R., Carrete, M. & Donázar, J.A. (2012). *Resource unpredictability promotes species diversity and coexistence in an avian scavenger guild: a field experiment. Ecology*, 93(12), 2012, pp. 2570–2579.

Donázar, J. A., Margalida, A., Carrete, M., Sánchez-Zapata, J. A. (2009). *Too sanitary for vultures. Science*, 326: 664.

Ferrer, M., Newton, I., Muriel, R., Báguena, G., Bustamante, J., Martini M. & Morandini, V. (2014). *Using manipulation of density-dependent fecundity to recover an endangered species: the bearded vulture Gypaetus barbatus as an example. Journal of Applied Ecology*, 51 (5): 1255-1263.

Gil, J.A., Báguena, G., Sánchez-Castilla, E., Antor, R.J., Alcántara, M. and López-López, P. (2014) *Home ranges and movements of non-breeding Bearded vultures tracked by satellite Telemetry in the pyrenees. Ardeola* 61(2), 2014, 379-387.

Llamas, A. (2014). *Gypaète barbu dans les Montes Vascos: premiers résultats des suivis par GPS*. Meeting Casseur d'os. Aulon, Hautes-Pyrénées (France), 14-15 de junio 2014. *Réseau Casseur d'os-LPO/Pyrénées Vivantes*.

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., Carrete, M., Hegglin, D., Serrano, D., Arenas, R., Donázar, J.A. (2013). *Uneven Large-Scale Movement Patterns in Wild and Reintroduced Pre-Adult Bearded Vultures: Conservation Implications*. *PLOS ONE | June 2013 | Volume 8 | Issue 6 | e65857*. doi:10.1371/journal.pone.0065857.g001).

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*, 24 (3): 436-444.

Margalida, A., Colomer, M. A., Sanuy, D. (2011). *Can Wild Ungulate Carcasses Provide Enough Biomass to Maintain Avian Scavenger Populations? An Empirical Assessment Using a Bio-Inspired Computational Model*. *Plos One*, 6 (5): e20248.

Margalida, A., Donázar, 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., 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: 931-935.

Margalida, A., Martínez, J.M., Gomez de Segura, A., Colomer, M.A., Arlettaz, R. and Serrano, D. (2016a). *Supplementary feeding and young extraction from the wild are not a sensible alternative to captive breeding for reintroducing bearded vultures Gypaetus barbatus*. *Journal of Applied Ecology* 2016 doi: 10.1111/1365-2664.12541.

Margalida, A., Oliva-Vida, P., Llamas, A. & Colomer, M.A. (2018). *Bioinspired models for assessing the importance of transhumance and transboundary management in the conservation of European avian scavengers*. *Biological Conservation*. Vol. 228: 321-330. doi: 10.1016/j.biocon.2018.11.004.

Margalida, A., Pérez-García, J.M., Afonso, I. & Moreno-Opo, R. (2016b) *Spatial and temporal movements in Pyrenean bearded vultures (Gypaetus barbatus): Integrating movement ecology into conservation practice*. *Scientific Reports* | 6:35746 | DOI: 10.1038/srep35746.

Mateo-Tomás, P. & Olea, P.P. (2015). *Livestock-driven land use change to model species distributions: Egyptian vulture as a case study*. *Ecological Indicators*, 57: 331-340. doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.017.

Moreno-Opo, R., Trujillano, A., Arredondo, A., González, L. M., Margalida, A. (2015a). *Manipulating size, amount and appearance of food inputs to optimize supplementary feeding programs for European vultures*. *Biological Conservation*, 181: 27-35.

Moreno-Opo, R., Trujillano, A., Margalida, A. (2015b). *Optimization of supplementary feeding programs for European vultures depends on environmental and management factors*. *Ecosphere*, 6 (7): 127.

Mundy, P., Butchart, D., Ledger, J. and Piper, S. (1992). *The vultures of Africa*. Academic Press, London: 1992 (originally published by Acorn Books, Johannesburg: 1992). Pp 460.

Olea, P. P., Mateo-Tomás, P. and Sánchez-Zapata, J.A. (2019). *Introduction to de Topic of Carrion Ecology and Management*. In P.P. Olea et al. (Eds.) *Carrion Ecology and Management*. *Wildlife Research Monographs*, 2. Springer Nature Switzerland AG 2019. 281 pp.

Ontiveros, D., Real, J., Balbotin, J., Carrete, M., Ferreiro, E., Ferrer, M., Manosa, S., Pleguezuelos, J.M. & Sanchez-Zapata, J.A. (2004) *Biología de la conservación del Aguila Perdicera *Hieraetus fasciatus* en España: Investigación científica y gestión*. *Ardeola*, 51: 461-470.

<http://hdl.handle.net/10261/64919>

Oro, D., Margalida, A., Carrete, M., Heredia, R., Donázar, J. A. (2008). *Testing the goodness of supplementary feeding to enhance population viability in an endangered vulture*. *PLoS ONE*, 3 (12): e4084: 1-10.

Razin, M. (2014). *Rétrospective de 20 années d'actions du réseau Casseur d'os et principaux paramètres de reproduction de la population de Gypaète barbu du versant nord des Pyrénées*. Meeting Casseur d'os. Aulon, Hautes-Pyrénées (France), 14-15 de junio 2014. Réseau Casseur d'os-LPO/Pyrénées Vivantes.

Van Overveld, T., García-Alfonso, M., Dingemanse, N.J., Bouten, W., Gangoso, L., de la Riva, M., Serrano, D. & Donázar, J.A. (2018). *Food predictability and social status drive individual resource specializations in a territorial vulture*. *Scientific RePoRTS* | (2018) 8:15155 | DOI:10.1038/s41598-018-33564-y.

Conflicto/cohabitación entre aves necrófagas y actividades agropastorales.

José María Fernández-García*

Introducción

El presente artículo está basado, en buena medida, en las presentaciones de expertos y agentes relevantes impartidas en el seminario “Ganadería y aves necrófagas”, organizado por Fundación Hazi en Arantzazu (Gipuzkoa) el 12 de septiembre de 2019¹. Además de responder a los objetivos propios del proyecto POCTEFA Ecogyp, esta jornada se celebró en el marco del denominado “proceso biogeográfico Natura 2000”², un sistema organizado de cooperación e intercambio de experiencias sobre gestión, seguimiento, investigación y conservación de hábitats y especies, destinado a mejorar la coherencia de la red ecológica Natura 2000.

El seminario abordó, desde distintas perspectivas, el conflicto emergente entre aves necrófagas y actividades ganaderas, suscitado en varios países del sur de Europa (España y Francia, principalmente) a raíz de las denuncias sobre muertes de ejemplares vivos de ganado ovino, bovino y equino, como consecuencia de ataques por parte de buitres leonados (*Gyps fulvus*). Al contrario que otros conflictos

.....
* Fundación Hazi Fundazioa. Correo electrónico: jofernandez@hazi.eus

¹ Las presentaciones pueden ser consultadas en http://es.ecogyp.org/resultados-_6_62_60.html

² https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/platform/knowledge_exchange/18_about-the-new-biogeographical-process_en.htm



Grupo de buitres leonados en torno a una carroña. Foto: J. Vázquez & F. Díez.

seculares entre humanos y fauna silvestre, que probablemente hunden sus raíces en la expansión de la domesticación de plantas y animales durante el Neolítico, la colisión entre intereses ganaderos y buitres surgió a mediados de la década de 1990. Tradicionalmente, estas aves habían sido tratadas con indiferencia, respetadas o incluso valoradas por su contribución a la eliminación de cadáveres (lo que hoy conceptualizamos como “servicio ecosistémico”), generando una suerte de connivencia tácita (Moleón *et al.*, 2014). Esta consideración funcional de la actividad necrófaga se expresaba ya en el imaginario de los pueblos ibéricos prerromanos, para quienes los buitres intermediaban en el paso de los guerreros muertos hacia la otra vida, como sugieren fuentes escritas y epigráficas (De Francisco, 2012). El desarrollo histórico de la trashumancia produjo seguramente una asociación espacio-temporal entre buitres y rebaños, ajustando los primeros sus abundancias en función de la presencia estacional de animales en los pastos. Así, la ocupación de puertos de montaña en la Cordillera Cantábrica por ovejas y vacas trashumantes se correlaciona hoy en día con el número de buitres censados en los dormideros cercanos (Olea & Mateo-Tomás, 2009; Aguilera-Alcalá *et al.*, 2019). Otro exponente de este mutualismo entre humanos y buitres son las “hueseras” o “muladares”, instalados para la eliminación de residuos en las afueras de los pueblos con actividad ganadera estante.

Sin embargo, el problema de los ataques a ganado vivo ha generado en las últimas dos décadas un estado de opinión negativa hacia los buitres, recogido y amplificado por los medios de comunicación social.

Esta animadversión contrasta con los esfuerzos dedicados al restablecimiento de las poblaciones de aves necrófagas en muchos países sudeuropeos, en los que las poblaciones declinaron sustancialmente o llegaron a desaparecer durante el siglo XX (Botha *et al.*, 2017).

Caracterización

Un conflicto de esta naturaleza tiene necesariamente una dimensión ecológica, sobre la que operan elementos que intervienen a escala paisajística (como el tamaño y la distribución de las poblaciones y de los recursos tróficos) y de individuo (fenotipos comportamentales). Pero también hay una dimensión social importante y seguramente desatendida, que comprendería la influencia de las normativas legales, del mercado y de las culturas ganaderas, así como aspectos psicológicos relacionados con los valores y emociones de las personas y colectivos afectados. El conflicto se ha generado en un marco espacio-temporal determinado, con un efecto diseminador por parte de los medios de comunicación, que aún no ha sido valorado debidamente (Mateo-Tomás, 2019).

Margalida *et al.* (2014) cuantificaron la magnitud del conflicto en el noreste de España durante el periodo 1996-2010, a partir de los registros sobre denuncias recibidas en las administraciones regionales. El número de reclamaciones, que afectaba sobre todo a ganado ovino (49 %) y vacuno (31 %), sufrió un fuerte crecimiento a partir de 2006. Prácticamente un 60 % de los ataques se producía entre abril y junio. En territorios donde se encuentran en vigor procedimientos indemnizatorios, como Álava y Navarra, la serie de datos se alarga hasta el presente, pero los resultados no se alejan de los patrones detectados. En Álava el número de denuncias anuales se halla estabilizado desde 2009 en torno a las 40-60, y la concentración en los meses de parideras (marzo-junio) alcanza el 70,2 % (Diputación Foral de Álava, datos inéditos; figura 1). En Navarra se vienen contabilizando anualmente desde 2008 unos 10-20 expedientes con indemnización aprobada, lo que ha supuesto libramientos de 5.000-12.000 € anuales (Gobierno de Navarra, datos inéditos; figuras 2 y 3). En los departamentos franceses de los Pirineos, el número de denuncias alcanzó un máximo hacia 2007, estabilizándose hasta 2012 en torno a las 40 anuales; no obstante, no hay datos posteriores ya que en Francia no se conceden indemnizaciones por este concepto (Office National de la Chasse et la Faune Sauvage, datos inéditos). La proporción de recla-

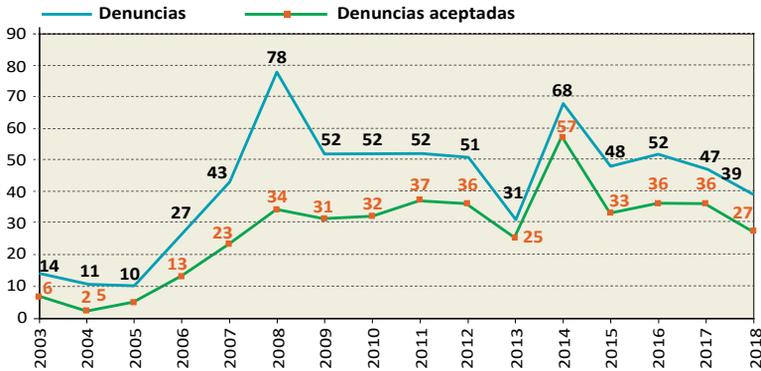


Figura 1. Variación interanual del número de denuncias por ataques de buitres a ganado vivo durante 2003-2018, tramitadas y aceptadas por la Diputación Foral de Álava.

maciones aceptadas en Álava y Navarra durante 2009-2018, basadas en los resultados de las peritaciones veterinarias, representó el 59-83 % de las presentadas. En Francia, una evaluación determinó *interacción ante mortem* de buitres con ganado en el 37 % de 170 casos denunciados, si bien en el 84 % de ellos el animal ya tenía comprometida su supervivencia y hubiera muerto en todo caso de no mediar intervención humana urgente (Poudré *et al.*, 2017). En conjunto, la frecuencia de incidentes en relación a la mortalidad de reses por otros motivos es mínima: en el Pirineo francés se estimó en torno al 0,0007 % de las bajas durante 2007-2009 (Poudré *et al.*, 2017).

No hay información detallada sobre la distribución espacial de los ataques. A una escala grosera (provincias españolas), Jiménez (2007) describió una acumulación principal de casos en el cuadrante nororiental ibérico, desde Cataluña y Levante hasta Burgos, así como en Salamanca y Extremadura, sectores ambos con elevadas densidades de buitres. No obstante, una actualización del mapa seguramente presentaría datos de todas las regiones con buitres. A nivel comarcal, Margalida & Campión (2009) no encontraron relación entre la densidad de buitres reproductores en Cataluña y el número de denuncias de ataques, pero sí habría una cierta tendencia a la agrupación de las denuncias a escala local (Margalida *et al.*, 2014). Duriez *et al.* (2019), usando datos de buitres equipados con GPS, sugieren que los ataques son más frecuentes en zonas periféricas a los centros de actividad de los buitres.

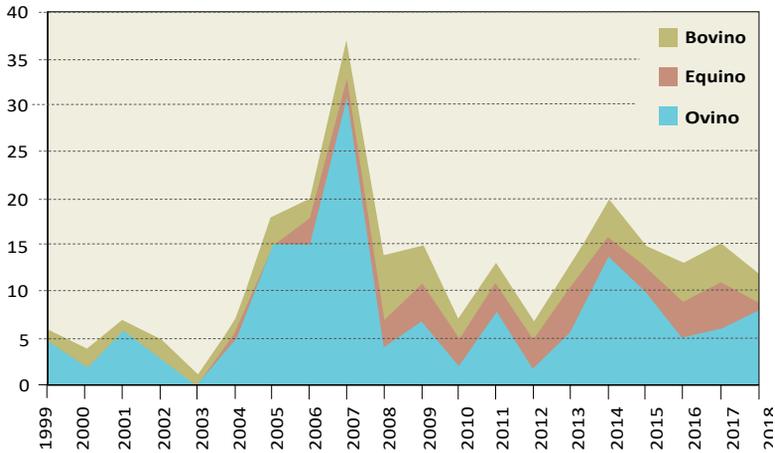


Figura 2. Variación interanual del número de expedientes aprobados para indemnización por el Gobierno de Navarra durante 1999-2018, relacionados con ataques de buitres a ganado vivo.

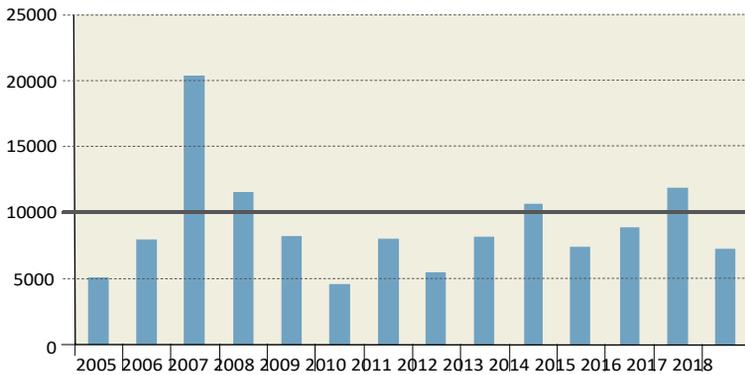


Figura 3. Cantidades (□) libradas por el Gobierno de Navarra durante 2005-2018, en concepto de indemnización por ataques de buitres a ganado vivo.



El debate acerca de los factores implicados en este conflicto emergente ha sido intenso, pero por desgracia en muchas ocasiones ha transcurrido al margen de los cauces del análisis científico-técnico. Además, la exploración de correlaciones temporales entre procesos no ha permitido sustanciar causalidades con nitidez, por lo que el fenómeno de los ataques de buitres a ganado vivo carece de una interpretación biológica y/o social inequívoca.

Las poblaciones española y francesa de buitre leonado han experimentado desde los años 80 del siglo XX un crecimiento incuestionable y muy notable (c. 40 % entre 1999 y 2008, c. 25 % entre 2008 y 2018), como atestiguan los censos regulares disponibles (Del Moral & Molina, 2018; Poudré *et al.*, 2017). Los incrementos numérico y del área de distribución facilitan una mayor frecuencia de interacciones entre ganado y buitres, y que éstas se produzcan en contextos novedosos. Por otro lado, la expresión de fenotipos individuales más tolerantes hacia las actividades humanas, o más agresivos, podría verse favorecida en poblaciones densas y en crecimiento, o en contextos de competencia elevada (Zuberogoitia *et al.*, 2010).

Se ha esgrimido reiteradamente la influencia determinante de una reducción en la disponibilidad trófica, consecuencia de la puesta en mar-

cha de mecanismos artificiales de retirada y destrucción de cadáveres, al amparo de las normativas sanitarias promulgadas tras la “crisis” de la encefalopatía espongiiforme (Reglamento 1774/2002/CE, entre otros; Margalida *et al.*, 2010). Es posible que la disminución de carroñas haya tenido efectos demográficos locales sobre los buitres (Margalida *et al.*, 2014). Sin embargo, pocas veces se han cuantificado los recursos realmente disponibles y los retirados (p. ej. Fernández *et al.*, 2008), y por otro lado los buitres podrían haber adoptado estrategias comportamentales compensatorias, aumentando el consumo de residuos de vertedero y cadáveres de pequeño tamaño (Donázar *et al.*, 2010), de manera que a nivel poblacional apenas se han detectado cambios en las tasas de crecimiento (Del Moral & Molina, 2019).

Desde una perspectiva más socioeconómica, deben considerarse las modificaciones en los sistemas de explotación y vigilancia del ganado, implantados en las últimas décadas. La reducción de la atención prestada al ganado durante su estancia en pastizales habría favorecido el contacto entre buitres y animales inmovilizados, debilitados o paraturientos. También el mercado ha orientado la producción animal hacia razas más especializadas –seleccionadas promoviendo caracteres productivos- pero con menor rusticidad y capacidad de defensa.

El tiempo medio de detección y consumo de las carroñas por parte de los buitres también podría haberse reducido, simplemente por el aumento del número de ejemplares prospectores. Este hecho, a su vez, dificultaría la detección temprana de situaciones problemáticas (partos distócicos, p. ej.) por parte del ganadero, lo que favorecería interpretaciones sesgadas acerca de la causa de muerte de la res. A falta de información científica, las percepciones acerca de la naturaleza de los ataques y su difusión amplificadas por los medios de comunicación generalistas han jugado un papel clave en la magnificación del conflicto. En Francia, Duriez *et al.* (2019) concluyeron que la hipótesis de las percepciones sesgadas tuvo mayor poder explicativo respecto a diversos descriptores del conflicto, que la alternativa de un cambio reciente en el comportamiento trófico de los buitres. Algunos estudios sociológicos en España y Portugal han mostrado cómo los ganaderos han ido modificando su consideración respecto a los buitres, de agentes beneficiosos a perjudiciales, asociándose los discursos negativos con una aplicación más generalizada de la retirada artificial de cadáveres (Domínguez-Gigante, 2019).

Experiencias y propuestas

Los buitres y otras aves necrófagas longevas son extremadamente sensibles, desde la perspectiva poblacional, al incremento de las tasas de mortalidad no natural. A pesar de la repercusión económica comparativamente menor de los daños, algunas administraciones públicas y organizaciones han puesto en marcha mecanismos para reducir la conflictividad social y el riesgo asociado de reacciones lesivas para la conservación de la biodiversidad. En este sentido, se han habilitado procedimientos reglados de reclamación, peritación e indemnización; se han mejorado canales de comercialización para aumentar la rentabilidad de productos ganaderos obtenidos en sistemas de aprovechamiento extensivos³; y se han puesto en marcha infraestructuras para la gestión de cadáveres compatibilizando el cumplimiento de las normativas sanitarias y de conservación⁴.

No obstante, estas iniciativas han tenido un desempeño territorial limitado, por lo que en términos generales el conflicto persiste en el marco más amplio de un distanciamiento dialéctico entre el mundo rural y el urbano. Se han propuesto algunas herramientas con potencialidad para limitar la exacerbación del conflicto.

- Incrementar la coherencia trans-regional de las estrategias de coexistencia (“zonas de protección para la alimentación”, “placettes”, indemnizaciones por daños). Morales-Reyes *et al.* (2016) identificaron desajustes entre los criterios adoptados para designar zonas según comunidades autónomas españolas, así como con la extensión real de las áreas de campeo de las aves necrófagas, lo que tendría potenciales efectos negativos respecto a la eficacia de las medidas.
- Mejorar la difusión y la implementación de la normativa (Reglamento UE 142/2011). El conocimiento de la misma en el sector ganadero parece ser, hoy por hoy, bastante deficiente (Domínguez-Gigante, 2019).
- Evaluar escenarios de disponibilidad y consumo de recursos tróficos por la población de buitres.

.....

³ Marca “Pro-biodiversidad” de la Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos en Picos de Europa.

⁴ LIFE+ Feeding Scavengers en Castilla y León, de la Fundación CBD-Habitat.

- Optimizar los protocolos indemnizatorios (Sáenz de Buruaga *et al.*, 2008), coordinando su posible extensión para evitar agravios entre territorios.
- Incorporar medidas preventivas (Margalida *et al.*, 2014).
- Atender las claves sociales en los diagnósticos y priorizar el diálogo entre agentes.
- Difundir narrativas positivas sobre los servicios ecosistémicos proporcionados por las aves necrófagas, que ya han probado su utilidad en la promoción de actitudes compatibles con la fauna silvestre (Morales-Reyes *et al.* 2018).
- Aportar información basada en criterios técnico-científicos para contrarrestar la transmisión de noticias sesgadas y alarmantes a través de medios de comunicación y redes sociales.
- Impulsar marcas y productos vinculados a prácticas ganaderas compatibles con la biodiversidad.
- Dignificar socialmente a la ganadería extensiva y reconocer el “conocimiento tradicional local” (en el sentido de Morales-Reyes *et al.*, 2019).



Imagen del panel anunciador del seminario "Aves necrófagas y ganadería" organizado por POCTEFA Ecogyp.

Conclusiones

A pesar de los servicios ecosistémicos que presta, la percepción social acerca de la población de buitres leonados (*Gyps fulvus*) ha empeorado en las dos últimas décadas, como consecuencia de la extensión del conflicto relacionado con ataques a ganado ante-mortem. Enmarcado en una situación de desencuentro creciente entre actividades humanas en el medio rural y fauna silvestre, este conflicto emergente puede tener bases biológicas, pero también socioeconómicas, derivadas de cambios recientes en el manejo y tipo de explotación del ganado. La falta de información científica ha abonado, además, un papel distorsionador por parte de los medios de comunicación. Aunque menor desde el punto de vista de su cuantificación económica, la ruptura de la cohabitación tradicional es potencialmente dañina para la conservación de la biodiversidad. Las estrategias de gestión y mitigación deben estar participadas por todos los agentes relevantes, incluyendo ganaderos, autoridades, científicos y conservacionistas.

Referencias bibliográficas

- Aguilera-Alcalá, N.; Arrondo, E.; Morales-Reyes, Z.; Moleón, M.; Donazar, J. A. & Sánchez-Zapata, J. A. 2019. Do transhumant livestock and vultures move together? European Vulture Conference. Book of Abstracts, p. 12. Vulture Conservation Foundation. Albufeira.
- Botha, A. J.; Andevski, J.; Bowden, C. G.; Gudka, M.; Safford, R. J.; Tavares, J. & Williams, N. P. 2017. Multi-species Action Plan to Conserve African-Eurasian Vultures. Convention of Migratory Species Technical Series. Abu Dhabi.
- Del Moral, J. C. & Molina, B. (eds.) 2018. El buitre leonado en España, población reproductora en 2018 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.
- De Francisco, A. 2012. Guerra y ritual en el mundo celtibérico. *Arqueo-UCA*, 2:49-63.
- Domínguez Gigante, F.; Santos, J. P.; López-Bao, J. V.; Pérez-Olea, P. & Mateo-Tomás, P. 2019. The role of sanitary policies for carcass management on farmers' perceptions toward vultures in a transboundary context. European Vulture Conference. Book of Abstracts, p. 38. Vulture Conservation Foundation. Albufeira.
- Donazar, J. A.; Cortés-Avizanda, A. & Carrete, M. 2010. Dietary shifts in two vultures after the demise of supplementary feeding stations: consequences of the EU sanitary legislation. *European Journal of Wildlife Research*, 56: 613-621.

- Duriez, O.; Descaves, S.; Gallais, R.; Neouze, R.; Fluhr, J. & Decante, F. 2019. Vultures attacking livestock: a problem of vulture behavioural change or farmers' perception? *Bird Conservation International*, 29: 437–453.
- Fernández, J. M.; De Francisco, M. & Gurrutxaga, M. 2008. Estimación indirecta de la disponibilidad trófica para el buitre leonado (*Gyps fulvus*) en el País Vasco, Cantabria y Burgos. XIX Congreso Español de Ornitología. Libro de Resúmenes, p. 114. SEO/BirdLife. Santander.
- Jiménez, J. 2007. Informe sobre reclamaciones de ataques de buitres al ganado. Inédito para el Comité de Flora y Fauna Silvestres.
- Margalida, A. & Campión, D. 2009. Interacciones agresivas entre buitres leonados *Gyps fulvus* y ganado: aspectos ecológicos y económicos de un conflicto emergente. *Munibe Suplemento* 29: 476-491.
- Margalida, A.; Campión, D. & Donazar, J. A. 2014. Vultures vs livestock: conservation relationships in an emerging conflict between humans and wildlife. *Oryx*, 48: 172-176.
- Margalida, A.; Donazar, 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: 931–935.
- Mateo-Tomás, P. 2019. The challenge of managing human-mediated carcasses for vulture conservation. European Vulture Conference. Book of Abstracts, p. 78. Vulture Conservation Foundation. Albufeira.
- Moleón, M.; Sánchez-Zapata, J. A.; Margalida, A.; Carrete, M.; Owen-Smith, N. & Donazar, J. A. 2014. Humans and scavengers: the evolution of interactions and ecosystem services. *Bioscience*, 64: 394-403.
- Morales-Reyes, Z.; Pérez-García, J. M.; Moleón, M.; Botella, F.; Carrete, M.; Donazar, J. A.; Cortés-Avizanda, A.; Arrondo, E.; Moreno-Opo, R.; Jiménez, J.; Margalida, A. & Sánchez-Zapata, J. A. 2017. Evaluation of the network of protection areas for the feeding of scavengers in Spain: from biodiversity conservation to greenhouse gas emission savings. *Journal of Applied Ecology*, 54: 1.120-1.129.
- Morales-Reyes, Z.; Martín-López, B.; Moleón, M.; Mateo-Tomás, P.; Botella, F.; Margalida, A.; Donazar, J. A.; Blanco, G.; Pérez, I. & Sánchez-Zapata, J. A. 2018. Farmer perceptions of the ecosystem services provided by scavengers: what, who, and to whom. *Conservation Letters*, 11(2), 1–11.
- Morales-Reyes, Z.; Martín-López, B.; Moleón, M.; Mateo-Tomás, P.; Olea, P. P.; Arrondo, E.; Donazar, J. A. & Sánchez-Zapata, J.A. 2019. Shepherds' local knowledge and scientific data on the scavenging ecosystem service: insights for conservation. *Ambio*, 48: 48-60.
- Olea, P. & Mateo-Tomás, P. 2009. The role of traditional farming practices in ecosystem conservation: the case of transhumance and vultures. *Biological Conservation*, 142: 1.844-1.853.

Poudré, L.; Constantin, P.; Cugnasse, J. M. & Garde, L. 2017. Plan national d'actions Vautour fauve et activités d'élevage. Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer. Paris.

Sáenz de Buruaga, M.; Campos, M. Á. & Canales, F. 2008. El buitre leonado (*Gyps fulvus*) en Álava. Análisis de su situación demográfica, fuentes de alimento y el conflicto con la ganadería. Inédito para Diputación Foral de Álava.

Zuberogoitia, I.; Martínez, J. E.; Margalida, A.; Gómez, I.; Azkona, A. & Martínez, J. A. 2010. Reduced food availability induces behavioural changes in Griffon Vulture *Gyps fulvus*. *Ornis Fennica*, 87:52–60.

Gestión de lugares sensibles para la reproducción de aves necrófagas.

Iñigo Moreno-Iriarte¹

Introducción

La popularización de las carreras deportivas, y de otras actividades lúdico/deportivas pueden generar impactos en Espacios Naturales Protegidos (ENP), aves necrófagas y otras especies de fauna y flora amenazada, por lo que en el marco del proyecto POCTEFA Ecogyp (www.ecogyp.eu), el 11 de septiembre de 2019 se organizó en Vitoria-Gasteiz una jornada técnica para abordar esta problemática. Para ello, la Diputación Foral de Álava (DFA), mostró la evolución de las pruebas deportivas que han venido realizándose desde el 2008 en el Territorio Histórico de Álava (THA), así como la evolución del número de participantes (ver gráfica 1 y 2).

Mencionar que la problemática no es exclusiva del THA, sino que es algo que los técnicos medioambientales de las diferentes administraciones participantes en el proyecto vienen advirtiendo desde hace años.

Si bien todos los socios del proyecto afrontan la problemática con diferentes regulaciones y/o métodos, la DFA estimó conveniente

.....

¹Natura Ondarearen Zerbitzua / Servicio de Patrimonio Natural
ARABAKO FORU ALDUNDIA / DIPUTACIÓN FORAL DE ÁLAVA

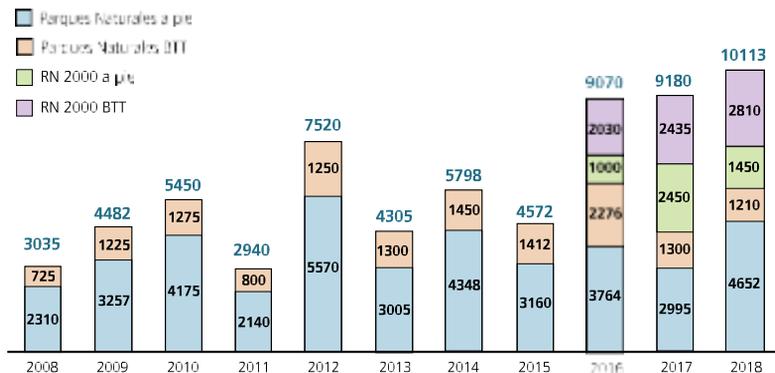
*correo electrónico: imoreno@araba.eus

web: www.araba.eus

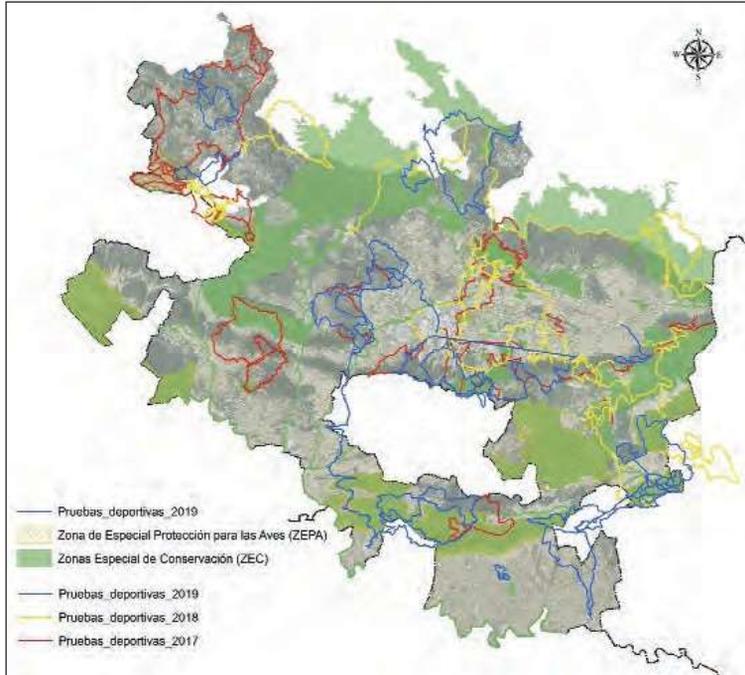
Expedientes de carreras de montaña en ENP



Participantes de carreras de montaña en ENP



aprovechar la jornada para empezar a indagar en una posible regulación de las pruebas deportivas y la escalada en el THA, así como de informar a los posibles interesados. Una regulación de la misma temática aprobada recientemente por la D.F. de Bizkaia ha servido como punto de partida para que la DFA, haya presentado a los asistentes a la mesa una propuesta de la misma.



Pruebas deportivas en Álava (años 2017-2018-2019).

Condicionantes en la regulación de pruebas deportivas o de ocio colectivas

Las condiciones que deberán cumplir las pruebas deportivas o de ocio colectivo que se autoricen en los espacios naturales protegidos y los Montes de Utilidad Pública de Álava está aún en proceso de elaboración. Sin embargo, a modo de borrador, podría decirse que se están estudiando los siguientes aspectos relevantes:

- a) Límites en el número de participantes y horario de las pruebas deportivas o de ocio colectivas, según el periodo de reproducción habitual de las especies silvestres (desde el 1 de febrero hasta el 15 de septiembre).
 - En periodo de reproducción habitual de especies silvestres:
Las pruebas deportivas colectivas deberán realizarse únicamente en horario diurno. Se están estudiando cantidades que van desde los 500 participantes para las marchas de montaña, hasta los 30 participantes para pruebas a caballo o similares.



Cuando una prueba deportiva colectiva incluya varias modalidades de participación, el número máximo de participantes será, en todo caso, de 500 personas.

- Fuera del periodo de reproducción habitual de especies silvestres:

Se propone, el límite máximo de 1.000 participantes en cualquiera de las modalidades citadas o como sumatorio de las mismas (excepto para aquellos Espacios Naturales protegidos que tengan calculada una capacidad de acogida inferior), salvo en las pruebas de orienteering y similares, que tendrán un límite máximo de 150 participantes.

b) Limitación de transcurrir por áreas durante el periodo crítico de las aves necrófagas (del 1 de marzo al 1 de septiembre):

Éstas no podrán atravesar las zonas de protección de dichas áreas críticas, establecidas de acuerdo con los datos actualizados por el órgano gestor.

c) Limitación de materiales, tipos de marcaje de la carrera y directrices en el modus operandi:

No se permitirá la realización de marcas, señales con pintura o elementos indelebles, ni balizas de plástico. La señalización utilizada deberá ser retirada inmediatamente después del paso del último participante de la prueba.

d) Responsabilidad de la limpieza:

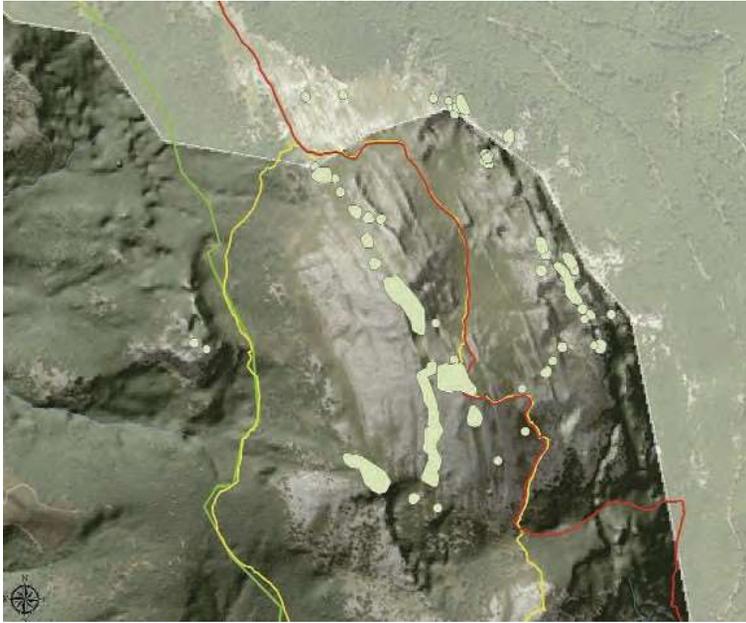
La entidad organizadora será la única responsable de la limpieza y retirada de residuos generados durante la realización de la prueba, y deberá realizar de forma inmediata a la finalización de la prueba, una recogida selectiva de los residuos que sean depositados por los participantes o espectadores de la prueba.

e) Prohibiciones para la celebración de tipologías de pruebas específicas:

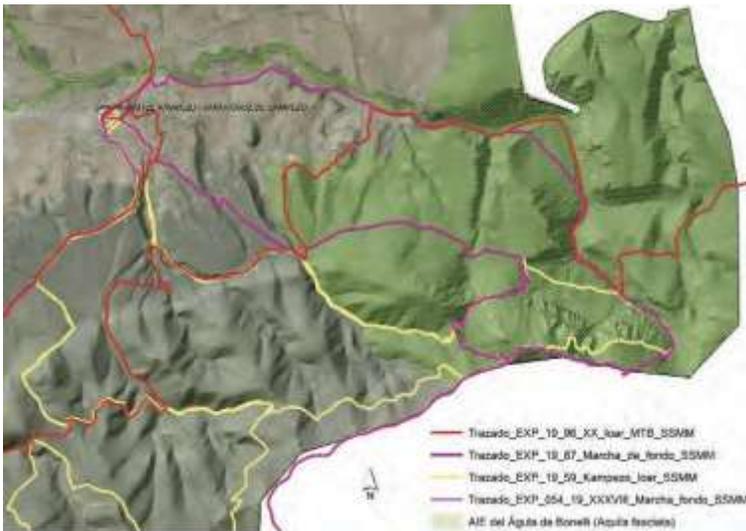
No se autorizará la celebración de pruebas ciclistas y ecuestres fuera de las pistas o senderos ya existentes. Quedan prohibidas también las pruebas deportivas de vehículos a motor en ENP del THA.

f) Limitaciones a los espectadores:

No se permitirá el acceso de las personas espectadoras a los ENP con vehículos a motor.



Ejemplo de interacción entre pruebas deportivas y especies de flora amenazadas



Ejemplo de interacción entre pruebas deportivas y especies de fauna amenazadas

- g) Limitaciones en caso de coincidencia de celebración de pruebas:
No podrán coincidir en un mismo ENP más de una prueba deportiva o de ocio en la misma semana, ni los entrenamientos de una prueba con la celebración de otra. Tendrá prioridad aquella prueba que se haya solicitado con anterioridad.
- h) Ubicación de los puntos de avituallamiento:
Los puntos de avituallamiento y control se situarán, con carácter general, fuera de los Espacios Naturales Protegidos. En determinadas circunstancias podrán autorizarse en zonas de uso intensivo de los Espacios Naturales Protegidos, tales como áreas recreativas, aparcamientos, núcleos urbanos, etc.

Estas condiciones generales establecidas deben ser consideradas como requisitos mínimos. Los respectivos informes de autorización de cada prueba incluirán, además, las condiciones particulares y condiciones de protección requeridas para que cada prueba se desarrolle sin afectar a los valores naturales existentes. En los respectivos informes de autorización de cada prueba se incluirán las medidas cautelares y condiciones precisas para la protección de los Hábitats de Interés Europeo, las Especies amenazadas y los demás valores del Patrimonio Natural y Biodiversidad, así como la compatibilidad con otros usos existentes en el territorio.

Además en lo que respecta a la tramitación de las pruebas deportivas, será imprescindible:

- a. Que la entidad organizadora de la prueba deportiva obtenga cuantas licencias y permisos sean necesarios, especialmente aquellas autorizaciones e informes a los que se refiere la Ley 10/2015, de 23 de diciembre, de Espectáculos Públicos y Actividades Recreativas del País Vasco.
- b. La organización de las pruebas deberá contar con las autorizaciones de las Entidades propietarias de MUP o Demaniales por los que discurre la marcha y cumplir las condiciones que éstas fijen.
- c. La entidad organizadora asume la responsabilidad que se pueda derivar de la celebración de la prueba debiendo formalizar el correspondiente seguro, conforme a lo establecido en el Decreto 44/2014, de 25 de marzo, del Gobierno Vasco, por el que se regulan los seguros de responsabilidad civil exigibles para la celebración de espectáculos públicos y actividades recreativas.



Consideraciones previas acerca de la regulación de la escalada en roca en los espacios naturales protegidos del territorio histórico de Álava

La regulación de la “*escalada en roca en espacios naturales protegidos*” discurre entre dos distintos ámbitos competenciales: materia deportiva, al tratarse de una *disciplina deportiva*; y materia medioambiental, al practicarse en *espacios naturales*.



En virtud de lo dispuesto en los arts. 43.3 y 148.1.19ª de la Constitución, la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) tiene asumida la competencia exclusiva en materia deportiva, ocio y esparcimiento (art. 10.36 del Estatuto de Autonomía del País Vasco); regulándose el Deporte en la Ley 14/1998, de 11 de junio, del Deporte del País Vasco (LDPV); de la que cabe destacar:

- Reconoce el *“fundamental derecho de todas las personas a la práctica del deporte de forma libre y voluntaria”* (art. 2.2).

- Dispone que los poderes públicos garantizarán el adecuado ejercicio del citado derecho mediante una política deportiva basada en la adopción de medidas que garanticen una adecuada cobertura de riesgos a los participantes en las distintas manifestaciones deportivas (arts. 2.3.l y 76 y ss); la colaboración responsable en materia deportiva entre las distintas Administraciones públicas y entre éstas y las federaciones deportivas y/o cualesquiera otras entidades deportivas (arts. 2.3.m, 3, 15.3 y 25.k); la promoción del aprovechamiento adecuado del medio natural para la actividad deportiva haciéndolo compatible con la protección del medio ambiente (art. 2.3.o); y la planificación y promoción de una óptima red de instalaciones deportivas (art. 2.3.p).
- Corresponde a las instituciones comunes de la CAPV el ejercicio de la regulación de la construcción, uso y mantenimiento de *instalaciones deportivas* (arts. 4.2.l, 88 y 91 a 94), así como la regulación de la organización de actividades deportivas de riesgo en el medio natural (art. 4.2.r), como lo es la *escalada en roca*.

La CAPV tiene la competencia del desarrollo legislativo y la ejecución dentro de su territorio de la legislación básica del Estado en materia de medio ambiente (art. 11.1 a EAPV); y el Decreto Legislativo 1/2014, de 15 de abril, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Conservación de la Naturaleza del País Vasco (TRLCNPV) es la norma que actualmente desarrolla la legislación básica del Estado; en la que se dispone:

- Que la obligación de garantizar el uso y disfrute del medio natural como espacio cultural y de ocio tiene la consideración de principio general de actuación (art. 2.j).
- Que los PORN (arts. 4 a 9) han de contener la determinación de las limitaciones generales y específicas que respecto de los usos y actividades hayan de establecerse en función de la conservación de los espacios y especies a proteger y en función de la zonificación o clasificación del territorio (art. 4.2.c).
- Que la competencia en la gestión de los espacios naturales protegidos corresponde a los órganos forales competentes (art. 25.1).
- Que por disposición del órgano competente (Diputación Foral) se podrán establecer normas restrictivas para el desarrollo de actividades

susceptibles de afectar al normal desarrollo de las poblaciones de las especies de flora y fauna o alterar sus hábitats (art. 46.1); señalándose expresamente que la escalada tendrá la consideración de *actividad susceptible de afectar al normal desarrollo de dichas poblaciones y de sus hábitats*.

Conclusiones

No cabe duda de que una carga excesiva de actividades de escalada y/o de pruebas deportivas o de ocio colectivas es susceptible de generar impactos por molestias en aquellos lugares sensibles para las aves rupícolas. No obstante, el problema no sólo es medio ambiental sino que también, en algunos casos, los problemas pueden estar relacionados con una incompatibilidad de usos (caza, ganadería...). La responsabilidad en caso de accidente que pudiesen tener aquellos gestores competentes de ENP, así como los titulares de los montes que han autorizado dichas actividades también es asunto de discusión. Por lo tanto, la problemática es compleja y distinta en función de la modalidad a la que nos refiramos.

Si las escuelas de escalada quedan comprendidas dentro del concepto o definición legal de instalación deportiva, la competencia para regular su construcción, uso y mantenimiento recae en los órganos competentes en el área de “Deportes” (en la CAPV el Gobierno Vasco). No obstante, si atendemos a la ocupación de espacio y uso en ENP, la competencia para prohibir, limitar o restringir estas actividades, así como su eventual autorización, recae en los órganos competentes en la gestión de Montes y Espacios Naturales (en el caso de la CAPV en las Diputaciones Forales).

Para la óptima consecución de los fines y objetivos contenidos en la legislación deportiva y medioambiental es obligada la colaboración entre las instituciones comunes de la CAPV (Gobierno Vasco), las instituciones propias (Diputaciones Forales) y las Federaciones Deportivas implicadas.

Tests de munitions sans plomb par des agents et techniciens de l'environnement des Pyrénées au sein du projet européen Interreg EcoGyp (2016-2019).

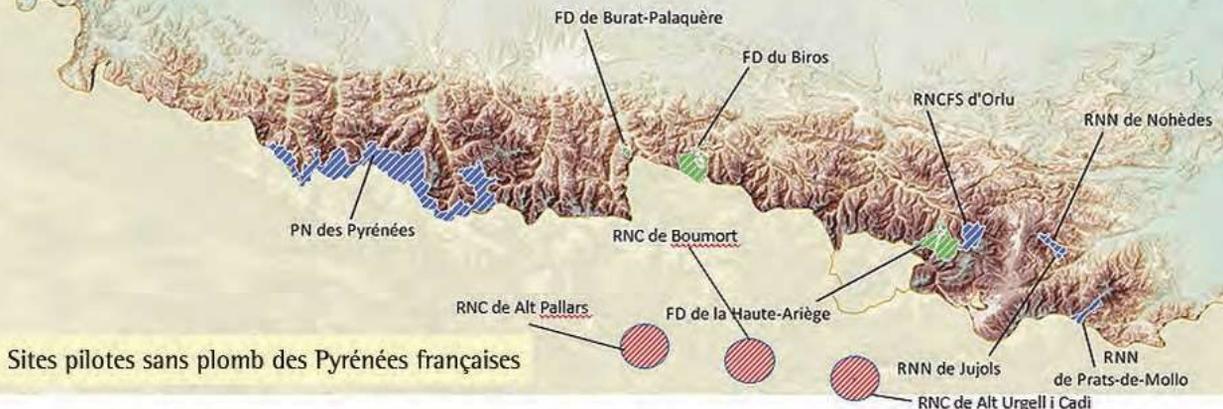
Martine Razin¹

Nos travaux en éco-toxicologie dans les Pyrénées Berny & al, 2015 ont débouché sur une opération de sensibilisation conçue dans le cadre du Plan national d'actions gypaete barbu piloté par la Dreal NoA et inscrite dans le programme Interreg ÉcoGyp. Elle a été réalisée d'une part par les structures gestionnaires d'espaces du réseau "Casseur d'os" coordonné par la LPO et d'autre part par la Generalitat de Catalunya.

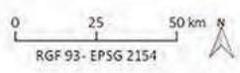
Pour ce faire, les partenaires ÉcoGyp et ceux du réseau Casseur d'os ont défini des sites pilotes pour tester des munitions sans plomb: le Parc national des Pyrénées (départ. 64 et 65), l'ONCFS (départ. 09), l'ONF (départ. 31 et 09) et les réserves naturelles Catalanes (départ. 66) sur le ver-

.....
¹LPO Chargée d'études Gypaete barbu

*Correo electrónico: martine.razin@gmail.com



Sites pilotes sans plomb des Pyrénées françaises



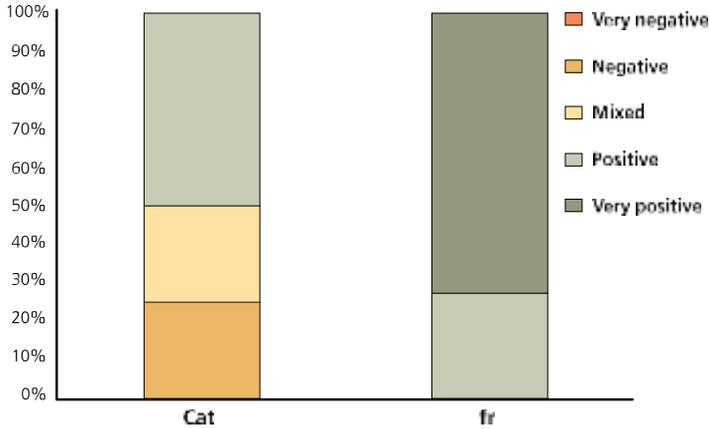
PN : Parc National
 RNN : Réserve Naturelle Nationale
 RFC : Reserva Nacional de Caza

RNCFS : Réserve Nationale de Chasse et de Faune Sauvage
 FD : Forêt Domaniale

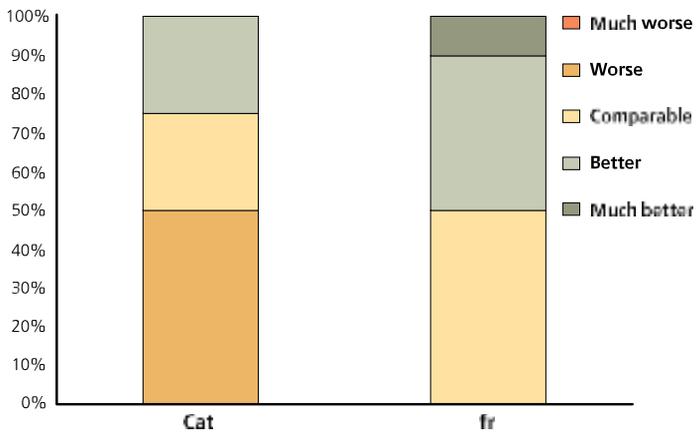
sant français, ainsi que la Generalitat de Catalogne sur le versant espagnol. La Fédération régionale des chasseurs de la région Occitanie a été contactée mais a souhaité rester en retrait du projet. Des munitions alternatives ont été testées par 17 techniciens de l'environnement sur le domaine vital pyrénéen du gypaète barbu durant les deux saisons de chasse 2017-2018 et 2018-2019.

Une enquête de satisfaction associée a ces tests a été confiée a Beatriz Arroyo de l'Institut de Investigacion en Recursos Cinegeticos (IREC) dans l'objectif de collecter les impressions des participants. Elle a obtenu les principaux résultats suivants:

En Catalogne, l'évaluation générale des tests fut en général moins bonne qu'en France.

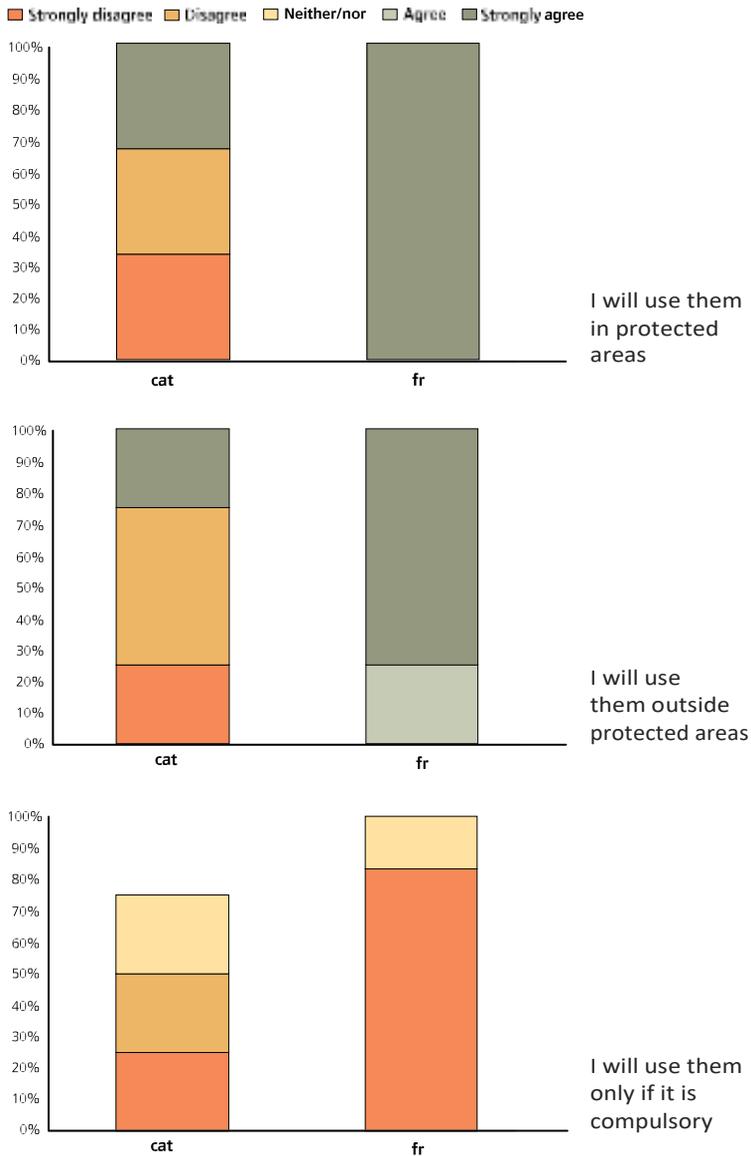


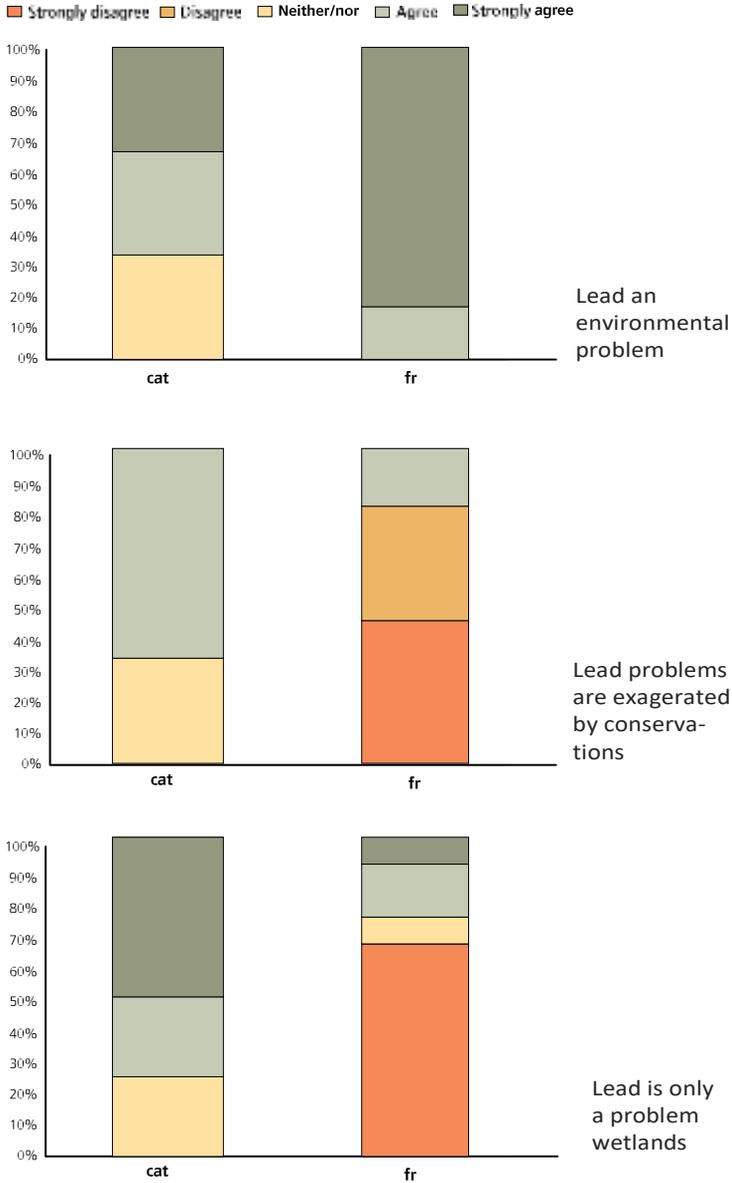
L'aspect positif des munitions sans plomb le plus mentionné par les agents français est que la précision des tirs est comparable a celle des halles classiques. Les autres aspects positifs mentionnés sont la diminution de la contamination du milieu naturel et de la viande de gibier. L'aspect négatif le plus fréquemment mentionné est le cout de ces munitions bien que des participants aient indiqué que ce point doit être relativisé.



Si les participants français étaient majoritairement convaincus que le saturnisme est un problème pour l'environnement, les participants catalans en étaient moins persuadés.

Il existe des différences significatives entre les deux pays concernant l'intention de continuer à utiliser des munitions alternatives avec une intention plus importante en France qu'en Catalogne.

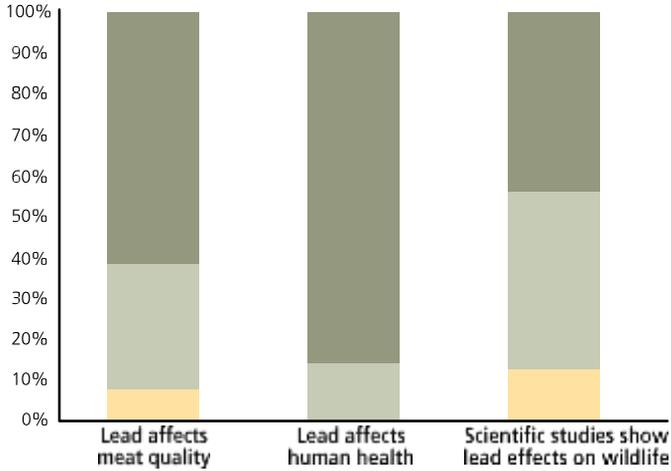




Cependant, les participants de chaque pays étaient globalement d'accord avec la déclaration "le plomb de munition modifie la qualité de la viande" et, en conséquence, qu'il peut affecter la santé humaine, et sur le fait que le problème environnemental du plomb est démontré par des études scientifiques.

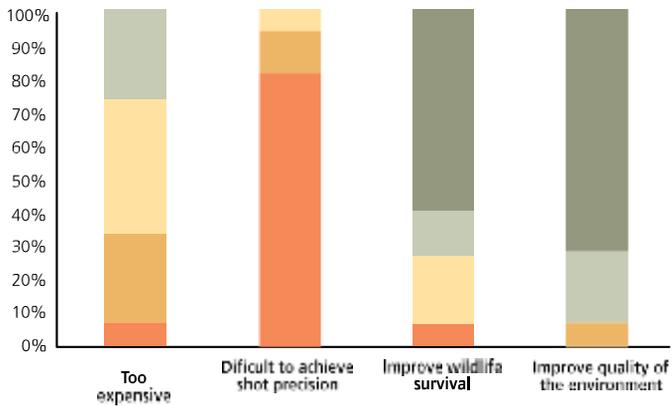
· Tests de minitions sans plomb par des agents et techniciens de l'environnement des Pyrénées au sein du projet européen Interreg EcoGyp (2016-2019) ·

Strongly disagree Disagree Neither/nor
Agree Strongly agree

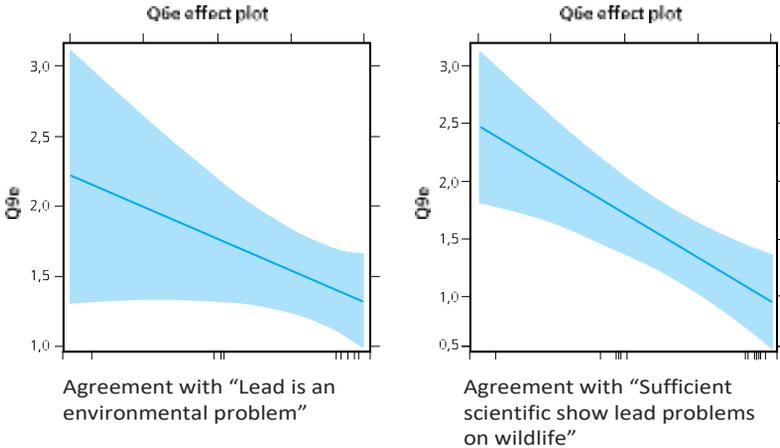


L'évaluation générale des munitions sans plomb varie selon le degré de conviction portant sur la toxicité du plomb, moins selon les perceptions sur leur efficacité ou leur prix.

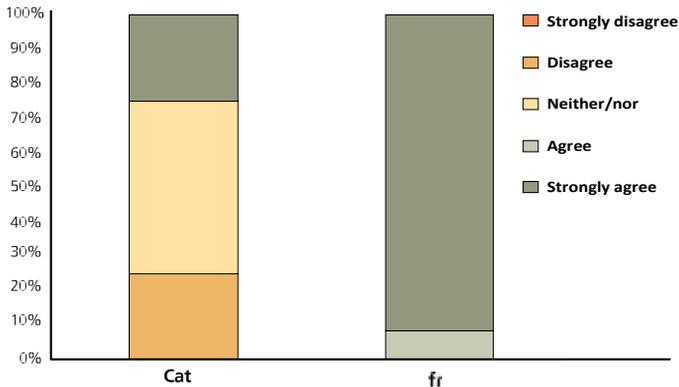
Strongly disagree Disagree Neither/nor
Agree Strongly agree



Celle-ci est liée significativement aux convictions concernant la toxicité du plomb. L'intention d'utiliser des halles sans plomb si cela est obligatoire, est plus faible chez les participants qui ont des convictions plus faibles.



Enfin, les participants français pensent qu'améliorer l'éducation à l'environnement sur les effets négatifs du plomb développerait l'usage de munitions alternatives, une vision moins partagée par les participants catalans.



Use would improve with more information about the negative effects of lead on wildlife

Ces résultats doivent être pris avec précaution puisqu'ils ne peuvent être représentatifs de tous les utilisateurs potentiels de munitions. Il serait intéressant de développer cette enquête afin de confirmer les différences entre pays et le cas échéant, évaluer pourquoi elles existent.



Conclusions

Cependant, certains points ressortent: il est intéressant de relever que la satisfaction liée à l'usage de halles sans plomb est plus liée à la conviction d'un problème environnemental lié au plomb qu'aux perceptions sur l'efficacité relative des balles sans plomb ou à leur prix. Dans ce sens, il semble pertinent de réaliser plus d'efforts pour communiquer sur les problèmes environnementaux de la contamination par le plomb y compris les problèmes potentiels pour la santé humaine, en particulier au sein des structures officielles et des espaces protégés.

Aprovechamientos ecoturísticos y educativos de los PAS. Espacio Natural Muntanya d'Alinyà.

Xavier Escuté i Gasulla¹, Jordi Dalmau², David Manzanera² y
Sílvia Garrigós²

Introducción

La Fundació Catalunya la Pedrera gestiona la Muntanya d'Alinyà desde 1999 con el objetivo de preservar el paisaje y su biodiversidad para las generaciones futuras y fomentar el conocimiento de sus valores entre la población.

Por su situación y variabilidad en altitudes y orientaciones, este valle del Prepirineo es un buen ejemplo de la biodiversidad existente en el macizo, con más de 180 especies de aves detectadas, 930 táxones vegetales identificados, más de 700 especies de mariposas y la presencia de especies singulares como las 4 especies de buitres europeos, entre otras.

Des del año 2003 y de acuerdo con la administración de la Generalitat de Catalunya, se viene gestionando un punto de alimentación suplementaria (PAS) como estrategia para reforzar las poblaciones de quebrantahuesos, alimoche y buitre negro. Esta última especie fue rein-

.....

¹Cap de Gestió al Territori. Fundació Catalunya La Pedrera.

*Correo electrónico: Xavier.escute@fcatalunyalapedrera.com

²Aubèrria. Equipo de gestión en la Muntanya d'Alinyà.

*Correo electrónico: info@alinyamuntanya.cat

Introducida en los Pirineos a partir de 2007, en un proyecto conjunto con la Generalitat, Grefa y Trenca en la Muntanya d'Alinyà y la Reserva Nacional de Caza de Boumort. La gestión de este PAS siempre ha ido dirigida a estas especies tal como demuestra la cantidad de carroña aportada (alrededor de 5.000 kg al año) y la tipología de los aportes (patas, osadas, restos pequeños y puntualmente algún animal de los rebaños de cabras, ovejas o vacuno de Alinyà o conejos de explotaciones cercanas).

Por otro lado, el desarrollo de actividades de educación ambiental y de tipo ecoturístico ha sido una de las estrategias desarrolladas por la Fundació desde su llegada a Alinyà para poner en valor la existencia de ciertas especies y hábitats y destacar los servicios ecosistémicos que ofrecen a la población.

Aprovechando el punto de alimentación suplementaria, se vienen desarrollando actividades de educación ambiental con escolares y de ecoturismo dirigidas a familias y fotógrafos de naturaleza aprovechando las aportaciones de restos de animales para visualizar las 4 especies desde una distancia prudencial acompañados en todo momento por un guía especializado.

Evolución del tipo de actividades

En 2011 se iniciaron las primeras actividades con público y a lo largo de los años se han ido ajustando para conseguir el mayor impacto posible. Inicialmente se realizaban únicamente actividades de educación ambiental (sin coste), con el objetivo de dar a conocer las especies, fomentar la comprensión de su valor y función y desmitificar ciertos comportamientos y percepciones. Durante los primeros años, el impacto en número de visitantes fue moderadamente bajo.

A partir de 2014, se planteó transformar las actividades sin coste en actividades de copago buscando fomentar la percepción del valor añadido y llegar a más usuarios. Además, se desarrollaron nuevos productos como la fotografía de buitres (*Voltors de prop*) desde un *hide* o la posibilidad de acompañar al guía en el momento de la aportación de carroñas.

En el momento actual (2019), se ofrecen 3 tipos de actividades ecoturísticas además de visitas para grupos escolares (educación ambiental) llegando a unos 1.400 participantes anuales.

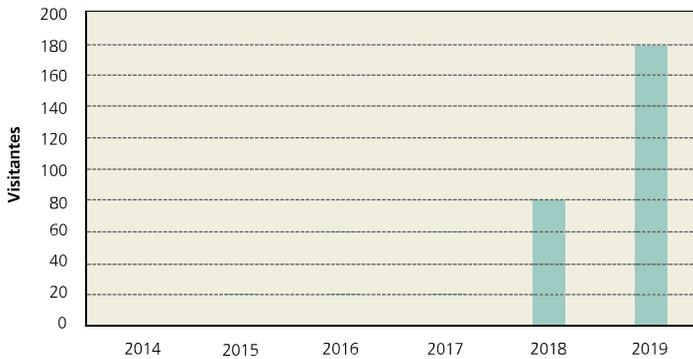
Comiendo con Buitres

Actividad periódica entre abril y diciembre dirigida a público familiar en fin de semana. La actividad consiste en una introducción inicial sobre los buitres en el centro de visitantes de la Rectoría, que dispone de una exposición con maquetas de las 4 especies europeas, seguida de un recorrido acompañado por un guía hasta el mirador habilitado para la actividad (a unos 40 minutos), la observación a distancia de la secuencia de alimentación de las especies de necrófagas en el punto de alimentación comentada por el guía y con ayuda de telescopios y prismáticos y la vuelta a pie hasta la Rectoría.



Guarda por un día

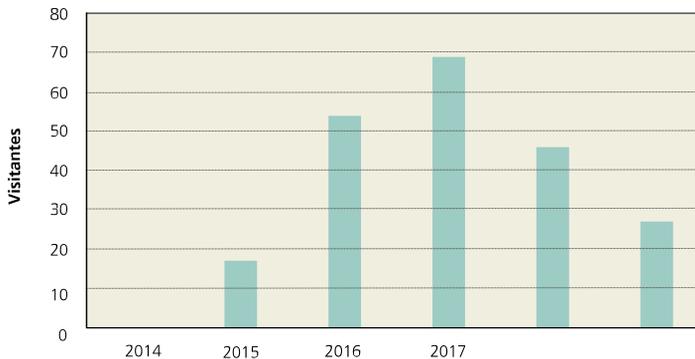
Actividad vinculada a la anterior donde un pequeño grupo de participantes acompaña al guía en el vehículo 4x4 para participar en la aportación de carroña en el punto de alimentación. Actividad experiencial que permite ver los buitres de más cerca. A continuación, se unen al grupo Comiendo con Buitres (*Menjant amb Voltors*) para participar de la observación a distancia.

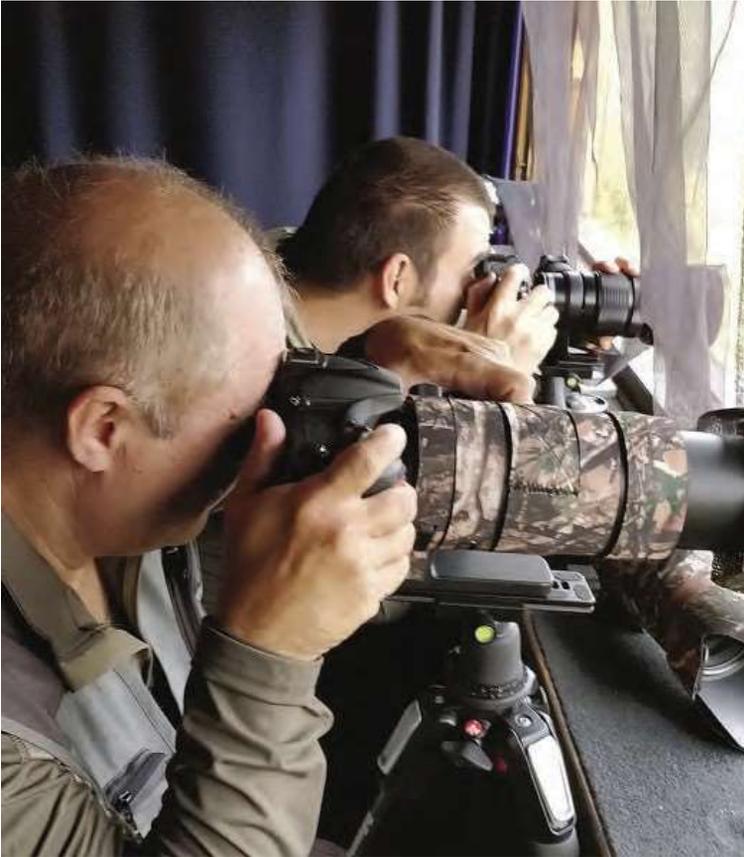


Buitres de cerca

Actividad dirigida a fotógrafos aficionados a demanda. Se realiza desde un *hide* con capacidad para 4 personas situado en un punto de alimentación secundario. Los fotógrafos entran en el *hide* antes de realizar la aportación de carroña y salen una vez las últimas aves han volado.

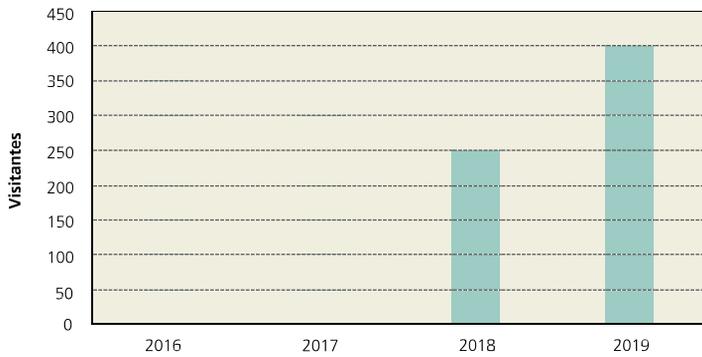
Actualmente la oferta de *hides* de este tipo está aumentando y detectamos una disminución en el número de usuarios que nos plantea la redefinición de la actividad.





Actividades escolares (educación ambiental)

Actividad basada en Comiendo con Buitres (*Menjant amb Voltors*) adaptada a público infantil o adolescente según la edad del grupo. Se realiza entre semana, dentro del horario lectivo y comprende una explicación en la Rectoría con la ayuda de los materiales educativos desarrollados en el marco del proyecto Ecogyp, el desplazamiento a pie hasta el Mirador y la observación de la secuencia de alimentación con la ayuda de telescopios y prismáticos. Es una actividad altamente subvencionada.





El potencial creciente de las actividades de voluntariado como vehículo para dar a conocer el valor de las aves necrófagas

Además de las actividades ecoturísticas y de educación ambiental, cabe destacar el creciente interés que detectamos por actividades de voluntariado en el medio natural. En el caso de la Muntanya d'Alinyà, desde la Fundació las integramos como una línea de trabajo más que contribuye a ampliar el número de personas a las que explicamos la importancia de las especies necrófagas y su función.

Durante este tipo de actividades, algunas ligadas a los puntos de alimentación como censos y tareas de mantenimiento, pero también otras actividades en zonas cercanas como recuperaciones de caminos, fuentes, muros, etc, el equipo de Alinyà aprovecha la presencia de los buitres en la zona para explicar sus características y su importancia para el buen funcionamiento de los ecosistemas.





Conclusiones

Durante estos años de desarrollo e implementación de actividades de educación ambiental, voluntariado y ecoturismo, el equipo de la Fundación constatamos el interés por estas especies, desde un público más especializado (voluntariado y fotógrafos de naturaleza), hasta un público más generalista (familias, grupos y escuelas).

Por otro lado, la experiencia nos muestra que la percepción de una actividad de educación ambiental mejora si tiene un precio, aunque sea simbólico. Desde la Fundación no se busca cubrir la totalidad del coste de la actividad con la aportación del usuario debido a que la educación ambiental y la explicación del valor de hábitats y especies entre la sociedad es una de nuestras misiones fundacionales. Además, debido a la cantidad limitada de usuarios de este tipo de actividades, es difícil llegar a cubrir costes con los ingresos recibidos.

Finalmente, constatamos que para ser atractivas para el público familiar y llegar a un número de participantes moderado, las actividades deben tener un componente divertido, un “gancho” que sea atractivo y permita aprender a partir de una experiencia agradable. Consideramos más exitoso llegar a más gente explicando menos conceptos en cada actividad, que llegar a menos población a través de actividades densas y de alta complejidad.

Conservation du Gypaète barbu et gestion des survols motorisés.

Vadim Heuacker ¹

Les Pyrénées sont vastes et de prime abord, le sujet pourrait sembler anodin. Car quiconque ne met pas régulièrement le pied dans les massifs montagneux français n'a pas idée du volume d'aéronefs qui les survolent chaque année. La gendarmerie et la sécurité civile sont omniprésents hiver comme été, pour le secours aux personnes en majorité, mais aussi pour l'entraînement des secouristes prêts à être mobilisés à la moindre alerte. L'Armée est bien implantée au pied des Pyrénées, avec plusieurs dizaines d'hélicoptères volant simultanément certains jours, allant du petit modèle école aux gros transporteurs de troupes blindés. De nombreuses compagnies privées d'hélicoptères interviennent pour des missions très variées : travaux ou contrôles de sécurité pour les barrages hydroélectriques, héliportages pastoraux et pour l'approvisionnement des refuges de début d'été, mais aussi vols privés et événements ponctuels comme le Tour de France. RTE effectue chaque année la vérification de lignes à haute-tension, qui ne peuvent être contrôlés que par la voie des airs. Sans oublier les centaines de pilotes loisirs, plus épars et irréguliers (ULM, avions, planeurs) ou

.....

¹vadim.heuacker@lpo.fr

PILOTES EN ACTION POUR LE

Gypaète Barbu



« Absolument, l'ensemble des
travaux et l'ensemble de la recherche, mais
aussi de la qualité de notre partenariat
écologique l'Agence de l'écologie et de
l'énergie, les actions de financement,
l'implication des acteurs de la reproduction,
notamment pendant la période de reproduction de
Gypaète barbu. Et concrètement, de la part de
nos services de reproduction, nous avons mis en
œuvre sur le BA 108 de Cospic une surveillance de
nos élevés parents.
Pour une partie de connaissance du BA unique que pose le
Gypaète barbu, nous la partageons volontiers, notre
objectif est de contribuer activement à la
préservation de cet oiseau des Pyrénées, des
Alpes et de Corse. »



UN NOUVEAU PROTOCOLE SUR 5 ANS

Le protocole de la convention SPA (SUD) de l'Agence de l'écologie et de l'énergie (ADEE) pour l'espèce Gypaète barbu, mise en place en 2010, sera révisé en 2015. La prochaine conférence internationale sera prévue en 2016.



PILOTES EN ACTION POUR LE Gypaète Barbu



Airnavigation Pro - l'itinéraire entré intersecte
des alertes apparaissent pour le pilote.

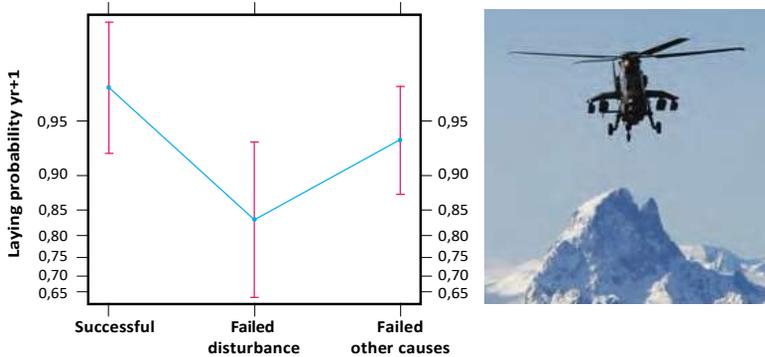


encore Airbus qui réalise des vols test à basse altitude pour son A400M sur le massif pyrénéen.

Malheureusement, le suivi fin mené par le réseau « Casseur d'os » coordonné par la LPO dans les Pyrénées est sans équivoque : il ne se passe pas une année sans que nous ne perdions au moins un jeune gypaète car un aéronef est passé trop bas, trop près. Car pour une espèce sensible comme le Gypaète barbu, un survol jusqu'à 2 kilomètres de l'aire de nidification suffit à déranger. L'œuf est alors vite refroidi ou prédaté, même cas de figure pour le poussin abandonné, qui peut aussi sauter prématurément.

Sur 25 ans de suivi de l'espèce dans les Pyrénées, environ un quart des échecs de reproduction dont la cause a pu être identifiée est lié à des dérangements anthropiques, dont près de la moitié sont des survols (Arroyo *et. al*, in press).

Les oiseaux ayant échoué suite à des perturbations ont moins de probabilité de pondre l'année suivante (effet différé).



Enjeu majeur pour la productivité des couples nicheurs à l'échelle du massif.

Causes d'échecs de reproduction



Les 3 causes d'échecs les plus importantes sont le climat, le manque d'expérience et les perturbations anthropiques

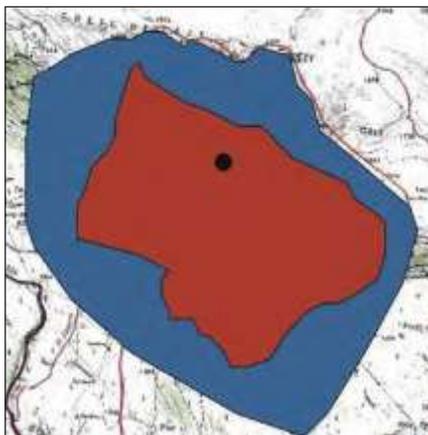
Entre 1 et 3 échecs de repro par an à cause des survols (entre 10 et 30% de la reproduction totale).

Arroyo, B. *et al.* Population expansion and breeding success of Bearded Vultures in the French Pyrenees: results from long-term population monitoring. (In press).

Pour cela, un outil a été mis en place : les Zones de Sensibilité Majeure (ZSM). Ces zones matérialisent le risque de dérangement par les activités bruyantes (zone tampon) et non bruyantes (zones cœur), et sont utilisées par la LPO pour négocier des mesures conservatoires sur les sites de reproduction.

Zone cœur : 500 à 800m linéaires autour du nid mis en défens d'activités humaines perturbatrices.

Zone tampon : 1000m linéaires autour de la zone cœur où une activité humaine peu bruyante est tolérée (parapente, randonnée, escalade, circulation automobile).



Le problème n'était pour autant pas totalement résolu, et il a fallu un peu de temps pour convaincre les autres structures concernées d'adhérer à la démarche, mais aussi de l'ingéniosité pour que l'ensemble des pilotes disposent de toutes les informations nécessaires à leur bonne prise en compte tout en respectant les règles de confidentialité établies de longue date, sans que cela devienne une contrainte impossible à assumer. Le Parc national des Pyrénées a été le premier à se pencher sérieusement sur la question en concevant un outil en ligne, qui combine la centralisation des données de suivi de l'espèce et la gestion en temps réel des ZSM ; et qui permet donc aux pilotes de consulter l'état des ZSM en quelques clics, le tout actualisé selon la présence et l'état de reproduction des oiseaux. Depuis 2018, la DREAL Nouvelle-Aquitaine, coordinatrice du plan national d'actions en faveur du Gypaète barbu, a développé cette plateforme pour la déployer au niveau national, avec le soutien technique de la LPO. Mieux encore, les formats d'exports sont utilisables dans les tablettes numériques et intégrables dans les logiciels aéronautiques, de plus en plus utilisés en vol par les pilotes. L'un des principaux logiciels européens (suisse) intègre désormais directement dans ses couches visualisables les ZSM Gypaète barbu sur l'ensemble du territoire

français. Une information disponible maintenant très facilement pour la majorité des pilotes, qui apprécient les efforts menés par la LPO pour faciliter cette collaboration.

Le travail ne s'arrête pas là, puisque cette prise en compte par les pilotes demande une concertation et une animation permanente, tant pour résoudre des difficultés en termes de besoins d'interventions, d'accès ou de sécurité qui sont bien réels, mais aussi pour que les pilotes encore non sensibilisés adhèrent à cette démarche devenue nationale. Pour cela, la LPO échange au quotidien avec l'ensemble des responsables et pilotes du massif pyrénéen, une assistance et un soutien qui s'avèrent indispensables à la bonne prise en compte des ZSM.

Conclusions

Toutes ces démarches menés sur le massif des Pyrénées dans le cadre d'Ecogyp ont permis de faire avancer considérablement la prise en compte du Gypaète barbu vis-à-vis des survols, avec des résultats d'ores et déjà visibles : le nombre de survols indésirables a diminué, et les échecs liés à ces perturbations majeures également. Les échanges réguliers qui ont lieu avec entre LPO et pilotes témoignent non seulement du succès de cette action sur l'ensemble du massif, mais aussi de la volonté apparente des pilotes de poursuivre dans cet objectif commun de préserver au mieux les sites de reproduction du Gypaète barbu.

ECOGYP

Synthèse projets pédagogiques et formations.

Gwenaelle Plet ¹

Les projets pédagogiques sur les services écosystémiques assurés par les rapaces nécrophages mis en œuvre par les membres du réseau s'articulent tous autour de principes éducatifs communs :

- Une importance donnée au temps. Chaque projet se réalise via 4 journées d'intervention espacées dans le temps, permettant aux participants d'intégrer les savoirs, savoirs-faire et savoir-être.
- Une importance accordée au terrain, la découverte sensible du milieu de vie des rapaces nécrophages, l'observation directe des espèces nous paraît essentielle.
- Une demande de coopération entre les participants du projet qui s'exprime par la participation de tous, la possibilité de s'appuyer sur les compétences d'intervenants extérieurs, d'habitants, de scientifiques, d'élus...

.....

¹gwenaelle.plet@lpo.fr



- Une nécessité de communiquer les apports du projet en dehors de la seule sphère des participants (expositions, spectacles, production vidéo... proposées aux habitants, aux parents, aux élus, à la presse...).





Publics ciblés :

Les bénéficiaires des projets pédagogiques du POCTEFA ECOGYP ont été des scolaires (de la maternelle au collège), des adolescents en centres d'accueil de mineurs isolés, des personnes handicapées, des touristes mais certains projets ont bénéficié également à du lien intergénérationnel (personnes âgées et scolaires).

Bilan chiffré :

12 projets pédagogiques, 96 ½ journées d'intervention, 261 enfants ou adultes bénéficiaires

Année scolaire	Commune	Type de publics	Nombre
2016/2017	AUZAT (09)	Scolaires (Cycle3)	23
2017/2018	PRADES (66)	Scolaires (Cycle 3)	25
2017/2018	GERMS SUR L'OUSSOUET (65)	Scolaires (Cycle1 à 3)	12
2017/2018	ESQUIOULE (64)	Scolaires (Cycle 2)	24
2017/2018	BUZY (64)	Scolaires (Cycle 3)	21
2017/2018	TOULOGES POLLESTRES (66)	Scolaires (Cycle 2 et 3 enseignement spécialisé)	8
2018/2019	SAILLAGOUSE (66)	MAS (Adultes)	7
2018/2019	TAUTAVEL (66)	Scolaires (Cycle 2 et 3)	36
2018/2019	ARGELES-GAZOST (65)	Scolaires (Cycle 3 et EPHAD)	28
2018/2019	GEZ-ARGELES (65)	Scolaires (Cycle 2 et 3)	25
2018/2019	SAINTE CROIX VOLVESTRE (09)	Jeunes mineurs isolés 15 à 18 ans	7
2018/2019	VERNET LES BAINS (66)	Curistes	45



ECOGYP Synthèse des formations EDF

Les formations des agents hydrauliciens de l'entreprise EDF bénéficient de formations sur les rapaces nécrophages et les services associés via des formations Biodiversité et Hydroélectricité. Au cours d'une journée de sensibilisation, les agents bénéficient d'ateliers thématiques, de présentations de spécialistes (rapaces, services écosystémiques,

espèces aquatiques...). L'après-midi est consacré à un jeu de rôles centré sur un cas concret d'interactions d'enjeux entre la nidification d'un couple de Gypaète barbu et la réfection d'une galerie de centrale hydroélectrique. Comment concilier les enjeux, quelles solutions trouver pour garantir la tranquillité du couple de Gypaète présent et donc assurer le service écologique rendu ? Les participants doivent au travers d'une réunion publique simulée défendre leurs arguments et trouver des solutions de conciliation. Une quinzaine de salariés sont présents à chaque session.

10 sessions d'une journée – 180 agents EDF



Liste des formations

10 octobre 2016 GEH Pyrénées - TOULOUSE
12 décembre 2016 GEH Pyrénées – BAGNERES DE BIGORRE
2 mars 2017 GEH Adour –Garonne - PALAMINY
27 juin 2017 GEH Adour Garonne ARGELES-GAZOST
5 juin 2018 GEH Pyrénées- GU AUDE ARIEGE
9 novembre 2018 GEH Pyrénées – SAINT-GAUDENS
29 novembre 2018 GEH Pyrénées – OLORON SAINTE-MARIE
21 mai 2019 GEH Pyrénées – ARGELES-GAZOST
6 juin 2019 GEH Pyrénées – TARASCON SUR ARIEGE
19 novembre 2019 GEH Pyrénées – SAINT-LARY



