

Convocatoria AEET-SIBECOL de ayudas a proyectos de investigación ERC en ecología (12ª ed., 2022)

1. Datos de identificación.

Título de la propuesta	¿Está la depredación de nidos detrás del declive del urogallo? (UROCAM)
Categoría	Ganando independencia
Nombre y apellidos del Beneficiario	Pablo Palencia Mayordomo
Datos de contacto: e-mail y teléfono	palencia.pablo.m@gmail.com ; 625746535
Departamento/Instituto/Grupo de Investigación/Otros	Universidad de Turín, Departamento de parasitología
Dirección, código postal, provincia	Largo Paolo Braccini 2, 10095 Grugliasco, Turín, Italia

2. Memoria Técnica. Actividades y resultados de investigación

2.1. Introducción (Planteamiento, objetivos y justificación)

Las poblaciones de urogallo (*Tetrao urogallus*), y tetraónidas en general, están disminuyendo en la mayor parte de su área de distribución y son especialmente vulnerables en el sur de Europa. Si bien no existen dudas acerca del declive de la especie, principalmente en las poblaciones más meridionales, no se han llegado a identificar las medidas más efectivas para frenar, o potencialmente reducir, esta tendencia.

Junto con la población cantábrica, la población pirenaica está aislada genéticamente de otras poblaciones europeas de urogallo, y se considera como una unidad evolutiva propia (Duriez et al. 2007; Escoda et al., 2023). Esta población ha sufrido una disminución del 31% desde principios de los noventa (Robles et al. 2005). Si nos centramos en la población Pirenaica, debemos pensar en la población del Paque Natural del Alt Pirineu, ya que incluye el mayor número de cantaderos en España (187) y ha sido estudiada recientemente (Moreno-Opo et al. 2015), siendo el urogallo uno de los 10 emblemas del Parque. Si bien estos trabajos mostraron que el éxito reproductor (entendido como número de pollos volantones que acompañan a la hembra) mejora cuando se extraen carnívoros (principalmente Martes martes), es relevante cuantificar las tasas de depredación de nidos así como identificar que variables determinan que un nido sea predado.

2.2. Descripción de la ejecución- Metodología

Área de estudio

En este proyecto consideramos un experimento de nidos artificiales acoplados con la técnica de fototrampeo, tanto para identificar las especies que predan los nidos, como para estimar la abundancia de depredadores.

Concretamente, se consideró un área de estudio de unas 1000 hectáreas de superficie en la zona del “Mont Caubó”. El área estaba caracterizada por pinares continuos de *Pynus sylvestris* y *Pynus uncinata*, con una cobertura de matorral como rododendro (*Rhododendron ferrugineum*) y algunas zonas con escobas. El área de estudio cubre un rango altitudinal de 940 hasta 2292 metros de altitud, y tenía orientación noroeste (Fig. 1). La orientación noroeste fue seleccionada por ser la que habitualmente usan las gallinas en el parque para realizar los nidos (Grané, 2020).

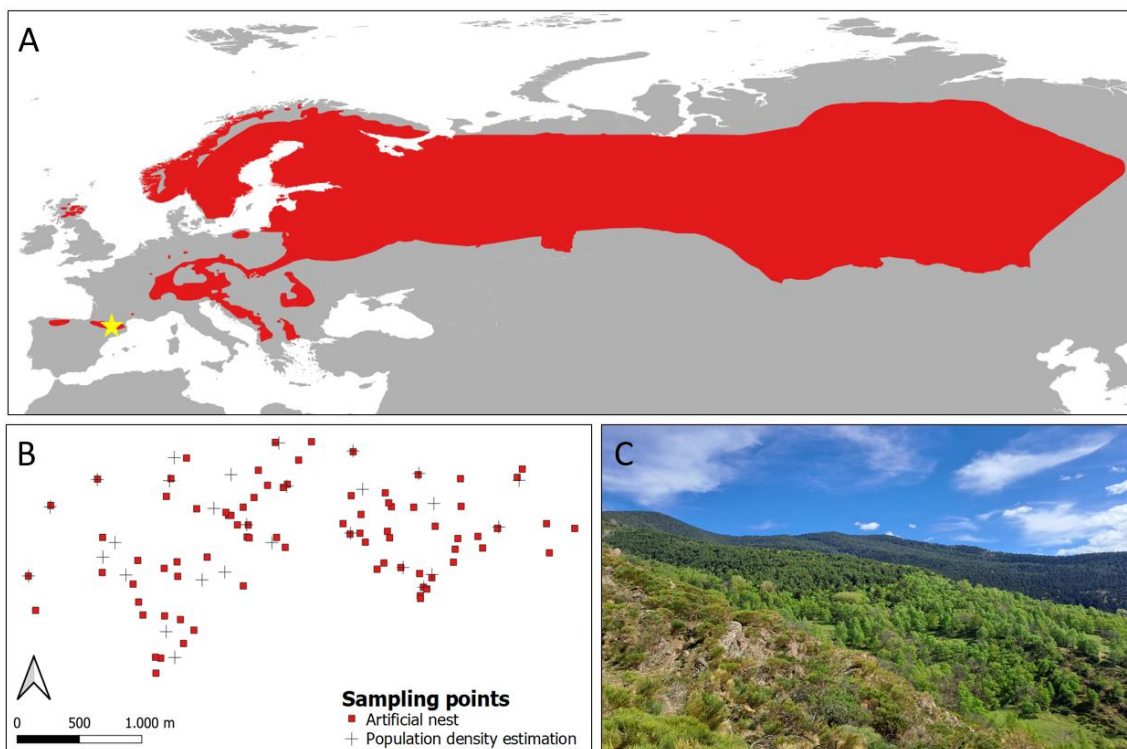


Figura 1. Mapa que muestra el rango de distribución del urogallo *Tetrao urogallus* según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y la ubicación (estrella amarilla) del área de estudio (panel A). Mapa que muestra la ubicación de los nidos artificiales (cuadrados rojos) y las cámaras (cruces negras) utilizadas para estimar la densidad de población de mamíferos (panel B). Imagen que muestra el área de estudio (panel C).

Nidos artificiales:

Se monitorearon 82 nidos artificiales (58 de ellos con cámara trampa) durante 30 días. Los nidos artificiales consistían en dos huevos de gallina colocados en una

pequeña depresión en el suelo, uno de los huevos estaba relleno de yeso. Uno de los huevos tenía un alambre incrustado para atarlo a un arbusto cercano y así aumentar la probabilidad de que los depredadores activen la cámara, teniendo también un mayor número de fotos para su identificación. En el fondo de cada nido colocamos 30 g de pasto seco. Esta hierba fue cortada del campo y almacenada en una jaula durante un mes en un gallinero, así la hierba adquirió el olor a gallina. Se consideró que un nido había sido predado cuando uno o más huevos de gallina fueron dañados o extraídos. Las ubicaciones de los nidos artificiales se eligieron aleatoriamente utilizando un sistema de información geográfica. En estos lugares, definimos una zona de un radio de 15 metros para colocar el nido en un área con vegetación densa o matorrales (por ejemplo, debajo de plantas de rododendro, Fig. 2), de acuerdo con las preferencias del urogallo en el área (Grané, 2020). Ningún nido fue colocado en un sendero humano o de fauna. Se colocaron cámaras trampa (Browning Recon Force Edge - BTC-7E) a 2-4 metros del nido y ligeramente inclinadas para maximizar la probabilidad de activación de la cámara (Palencia, Vicente, et al., 2022). Las cámaras estaban configuradas para grabar una ráfaga de 8 imágenes cada vez que se activaban, con un intervalo de tiempo de 1 minuto entre activaciones consecutivas. Para reducir el efecto de la presencia humana en la tasa de depredación de nidos, i) colocamos el nido entre las 9:00 y las 18:00 para limitar la perturbación a los mamíferos nocturnos (este horario puede aumentar la depredación por parte de las aves, pero esperábamos la influencia de aves menores en comparación con los mamíferos), ii) se colocó el nido y la cámara en menos de 10 minutos, iii) no marcó el nido con ninguna marca artificial para facilitar su recuperación, iv) usamos guantes de látex, y v) no se volvió a visitar el nido hasta 30 días después. Finalmente, en cada nido, definimos una zona circular de 2 m de radio en la que medimos la "resistencia al paso" y la "cobertura del matorral". Estas variables se categorizaron en tres niveles: bajo, medio y alto. En cuanto a la resistencia al paso, se consideraron tres características: pendiente, árboles caídos y matorral. Así, un nido rodeado por un elevado número de árboles caídos, en una zona con gran pendiente y con una alta cobertura de matorral se catalogó como de "alta" resistencia. Por el contrario, un nido ubicado en una zona sin árboles caídos, terreno llano y con baja cobertura de matorral fue categorizado como de "baja" resistencia. En cuanto a la

cobertura de matorral, medimos matorral con una altura superior a 30 cm, y consideramos 'baja', cuando la cobertura en la zona de amortiguamiento era inferior al 33%, 'media' cuando la cobertura oscilaba entre el 33 y el 66%, y 'alta'. ' cuando la cobertura de matorral era superior al 66%.



Figura 2. Ejemplos de la ubicación de 4 nidos monitorizados. Las flechas blancas indican la ubicación del nido.

Estima abundancia carnívoros y ungulados:

Para monitorear la abundancia de carnívoros y ungulados, se distribuyeron aleatoriamente 28 cámaras trampa (Tetrao Spromise S308) en el área de estudio. Las cámaras se colocaron en dirección norte, a 50 cm del suelo y con el sensor en ángulo paralelo a la pendiente. Las cámaras estaban configuradas para estar operativas todo el día, para grabar una ráfaga de 10 imágenes consecutivas en cada activación, con el lapso de tiempo mínimo entre activaciones consecutivas. Las fotografías nocturnas se iluminaron con flash infrarrojo (brillo bajo). Las cámaras fueron revisadas una vez para comprobar el estado de las baterías y las tarjetas de memoria.

Análisis estadísticos:

Agrupamos la marta (*Martes martes*) y la garduña (*Martes foina*) en la misma categoría “martas” debido a las dificultades para identificar con precisión las especies a partir de fotografías de cámaras trampa iluminadas con flash infrarrojo.

- **Depredación nidos:**

Registramos las especies que depredaron el nido y la tasa de encuentro (número de eventos independientes por cámara y día) de todas las especies registradas por la cámara. Se consideró un evento independiente la detección (grupo de imágenes) de una especie espaciada más de 10 minutos desde la siguiente detección de la misma especie. Excepcionalmente, para las especies que depredaron un nido determinado, seleccionamos los datos registrados antes de la depredación para estimar la tasa de encuentro. Consideramos este criterio porque observamos una tendencia en el depredador a volver a visitar el nido después de depredarlo, lo que resultaría en una captura de encuentro inflada si consideramos todo el período de monitoreo.

A partir de los datos de depredación de nidos artificiales, se realizaron análisis para evaluar los factores que determinan la depredación de nidos; y otros análisis para evaluar los factores que determinan que los nidos sean predados por una especie u otra.

Factores que determinan la probabilidad de depredación:

Se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM) con distribución binomial y la función de enlace logit para evaluar qué factores determinan la probabilidad de depredación de nidos. Primero, ajustamos un modelo para evaluar el efecto de los predictores ambientales y relacionados con el hábitat, incluidos los datos de todos los nidos monitoreados (n=82). La variable de respuesta fue si el nido fue depredado (1) o no (0). Como predictores continuos, incluimos: la pendiente, la altitud, la distancia a los cursos de agua y el porcentaje de matorrales, bosques ribereños, caducifolios y perennifolios en una zona circular de 10 m de radio. Como factores fijos consideramos: la orientación (ocho niveles), la cobertura del matorral (tres niveles), la resistencia al paso (tres niveles) y si el nido fue monitoreado con cámara trampa o no (dos niveles). La pendiente, la altitud y la orientación se obtuvieron a partir de un Modelo Digital del Terreno. El resto de variables ambientales y de hábitat se obtuvieron del mapa de cobertura del suelo proporcionado por el Centro de Investigaciones Ecológicas y

Aplicaciones Forestales (CREAF, 2009), a partir del cual definimos circular de 10 m de radio y medimos el porcentaje de riberas, caducifolias, y bosque siempre verde, y matorral. Aplicamos un procedimiento gradual hacia atrás basado en los criterios de información de Akaike (AIC) para seleccionar el modelo más parsimonioso (Akaike, 1974).

Posteriormente, utilizando los predictores incluidos en el mejor modelo ambiental y relacionado con el hábitat (altitud, pendiente, distancia a los arroyos de agua y porcentaje de matorrales en una zona de buffer de 10 m de radio), exploramos posteriormente el efecto de las especies depredadoras: marta, zorro y jabalí sobre la probabilidad de depredación de nidos utilizando los datos de aquellos nidos monitoreados con cámaras trampa (n=58). Así, además de las variables ambientales y relacionadas con el hábitat mencionadas anteriormente, también incluimos como predictores la tasa de encuentro y la presencia de depredadores. En total, probamos quince modelos diferentes (incluido el modelo nulo). En el mejor modelo seleccionado, aplicamos el procedimiento de “partición de varianza” para dilucidar el peso relativo de los predictores. Este método cuantitativo permite especificar qué parte de la variación en el modelo es explicada por cada predictor (o grupo de predictores relacionados) (Hortal et al., 2008). Todos los modelos antes mencionados fueron validados según la exploración de residuos y siguiendo a Zuur et al. (2010).

Factores que determinan qué especie preda un nido:

Finalmente, para evaluar qué factores determinan que una especie determinada prede un nido, ajustamos una regresión logística multinomial a aquellos nidos en los que identificamos las especies que depredaron (n=31). En este modelo, la variable de respuesta fue la especie depredadora del nido (factor, tres niveles: marta, zorro y jabalí), y los predictores fueron los descritos anteriormente para el modelo binomial GLM (es decir, presencia ambiental, relacionada con el hábitat y depredador y tasa de encuentro). También se compararon y seleccionaron modelos en función del AIC.

Los análisis se realizaron en R (Core Team, 2013), utilizando los paquetes 'lme4' (Bates et al., 2015), 'nnet' (Venables & Ripley, 2002), 'dplyr' (Wickham et al., 2023) y 'ggplot2' (Wickham, 2016).

- Estima de abundancia:

El modelo de encuentro aleatorio (REM) y el muestreo a distancia con cámara trampa (CTDS) se consideraron los métodos de referencia para estimar la densidad de población (Howe et al., 2017; Rowcliffe et al., 2008). El REM se aplicó para especies abundantes, mientras que el CTDS se aplicó para especies raras -poco abundantes- (Palencia et al., 2021). Ambos métodos requieren la ubicación de los animales en el campo de visión de la cámara para posteriormente derivar los parámetros necesarios para estimar la densidad de población. Para estimar las ubicaciones de los animales en el campo de detección, aplicamos un enfoque de fotogrametría (Palencia et al., 2023; Fig. 3).

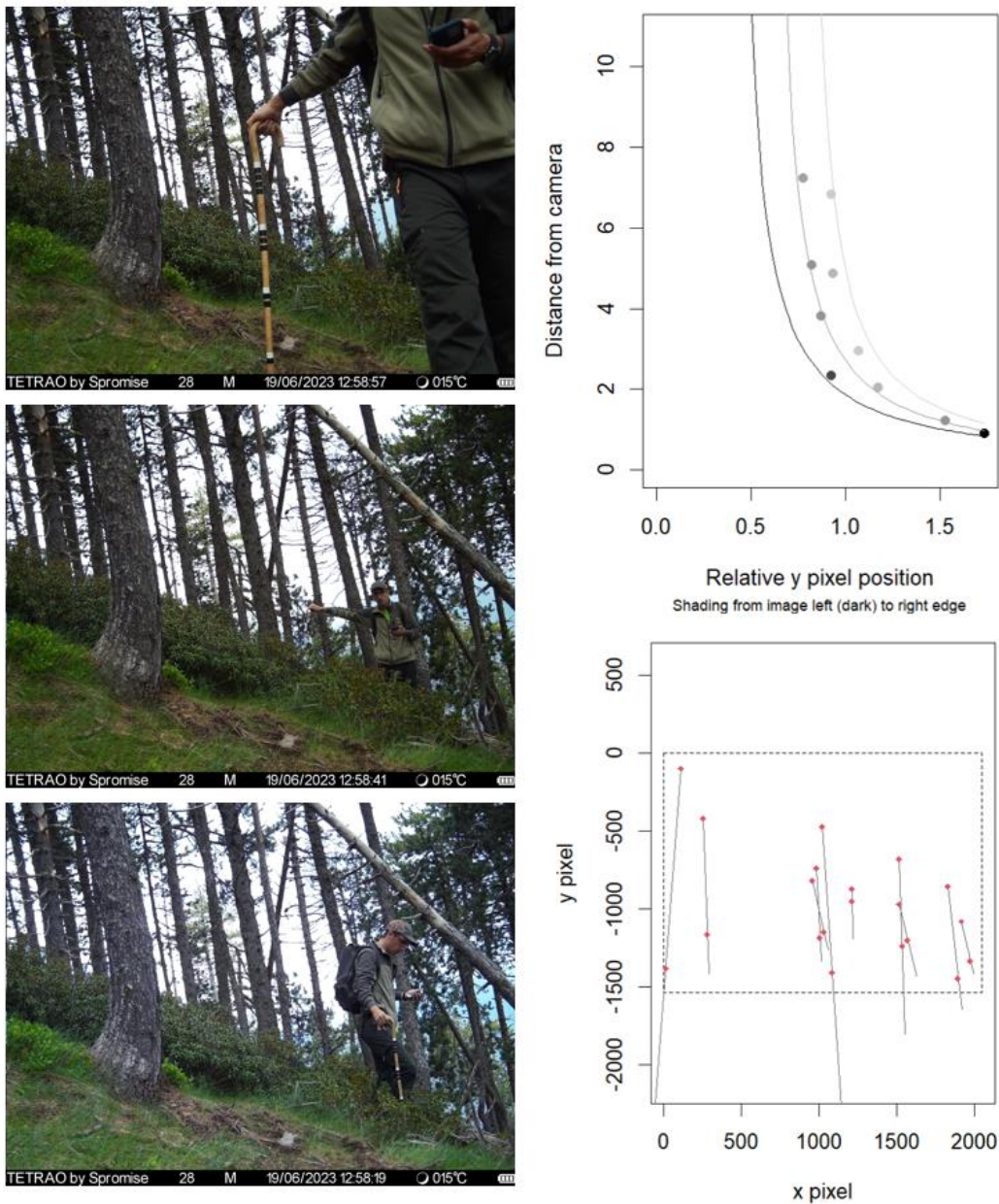


Figura 3. Detalle de la aplicación del método de fotogrametría aplicado para estimar la ubicación de los animales en el campo de visión de las cámaras. Los tres paneles izquierdos muestran tres ubicaciones del investigador colocando el palo de calibración (bastón con marcas negras en intervalos conocidos), y

los dos paneles derechos muestran la relación entre la distancia del objeto a la cámara y la variación en los píxeles (panel superior), y todas las ubicaciones del palo de calibración en un punto de muestreo concreto (panel inferior).

Al aplicar CTDS, modelamos la disminución en la probabilidad de detección a medida que aumentaba la distancia entre los animales y las cámaras (Howe et al., 2017). El mejor modelo se seleccionó utilizando QIAC y siguiendo un método de dos pasos (es decir, selección de modelo dentro de funciones clave -paso 1-, y selección de modelo entre funciones clave -paso 2-, Howe et al., 2019). A partir de los datos de las cámaras trampa, también estimamos el “multiplicador” referente a la disponibilidad de la población para ser detectada: el nivel de actividad.

Al aplicar REM, modelamos los encuentros (detecciones) entre animales y cámaras, teniendo en cuenta la distancia diaria recorrida por la población objetivo (es decir, el rango diario) y la zona de detección efectiva de la cámara trampa (es decir, el sector definido por el radio y el ángulo en el que la cámara detecta eficazmente un individuo de la especie objetivo). Para obtener más detalles sobre la aplicación de CTDS y REM, consulte (Howe et al., 2017; Palencia, Barroso, et al., 2022; Rowcliffe et al., 2008).

2.3. Resultados obtenidos (cumplimiento de objetivos)

Ninguna cámara fue robada, y se registraron un total de 184.959 fotografías que contenían animales durante un período de muestreo total de 4.026 noches - cámaras trampa. El urogallo fue detectado en cuatro cámaras (Fig. 4).

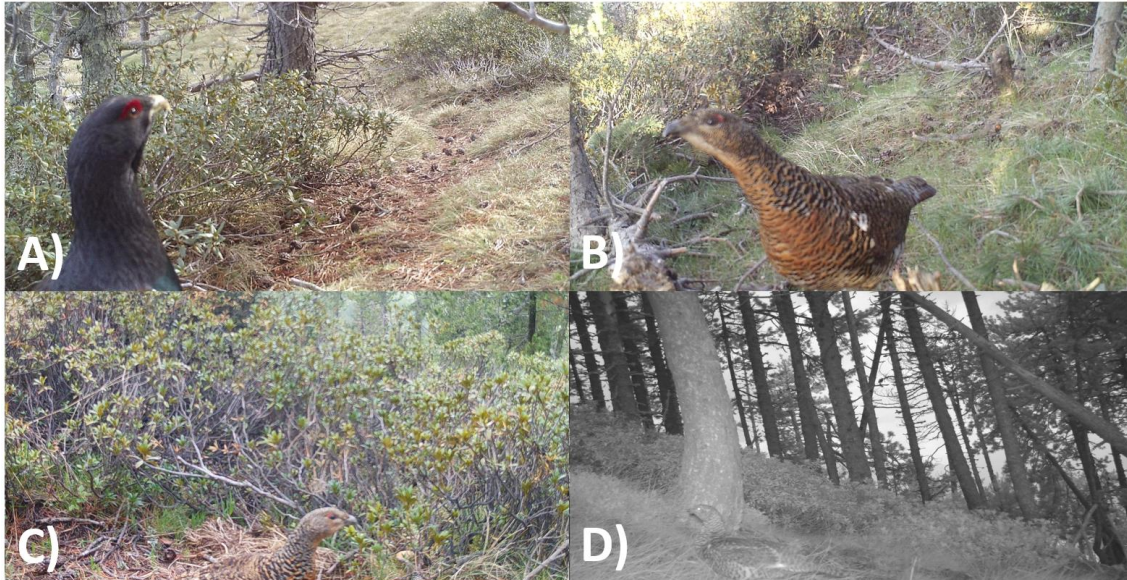


Figura 4. Imágenes de los 4 puntos de muestreo en los que fue detectado urogallo. Macho (panel A) y hembras (paneles, B, C y D).

- **Depredación de nidos:**

Un total de 53 nidos (64,63%) fueron depredados. Las cámaras trampa evidenciaron depredación por martas (n=19), zorro– *Vulpes vulpes* - (n=9) y jabalí – *Sus scrofa* - (n=3), pero no por otros carnívoros detectados en el área, incluidos tejón (*Meles meles*), jineta (*Genetta genetta*), oso pardo (*Ursus arctos*) y comadreja (*Mustela nivalis*). Veintidós nidos más fueron depredados, pero no identificamos la especie. Ningún nido fue pisoteado por ungulados salvajes ni domésticos. Ningún nido fue depredado por córvidos.

Factores que determinan la probabilidad de depredación:

En los modelos binomiales GLM ajustados para explorar el efecto de los predictores ambientales y relacionados con el hábitat en combinación con los predictores del depredador, el mejor modelo incluyó la tasa de encuentro de la marta, la altitud, la pendiente, la distancia a los arroyos de agua y el porcentaje de matorral (Tabla 1). Observamos un fuerte efecto positivo de la altitud y la tasa de encuentro de martas sobre la probabilidad de depredación de nidos (Fig. 5). El R^2 de este modelo fue 0,59. En cuanto al análisis de partición de variación, independientemente de otras variables, la tasa de encuentro de martas explicó 0.30 de la desviación, y las variables ambientales y relacionadas con el hábitat explicaron 0.21 de la desviación; mientras

que el 0,08 de la desviación se explicó por la intersección de los dos grupos de variables.

Tabla 1. Resultados del mejor modelo lineal generalizado binomial utilizado para evaluar la probabilidad de depredación de nidos. En negrita se resaltan las variables significativas. Abreviatura: SE = error estándar.

	Estimate ± SE	z-valor	p-valor
Intercepto	-4.20 ± 3.69	-1.17	0.24
Pendiente	-0.15 ± 0.10	-1.50	0.13
Altitud	0.004 ± 0.002	2.22	0.03
Distancia a cursos de agua	0.001 ± 0.003	0.56	0.57
Porcentaje de matorral	-0.10 ± 0.07	-1.41	0.16
Tasa de encuentro de martas	47.83 ± 21.72	2.20	0.03

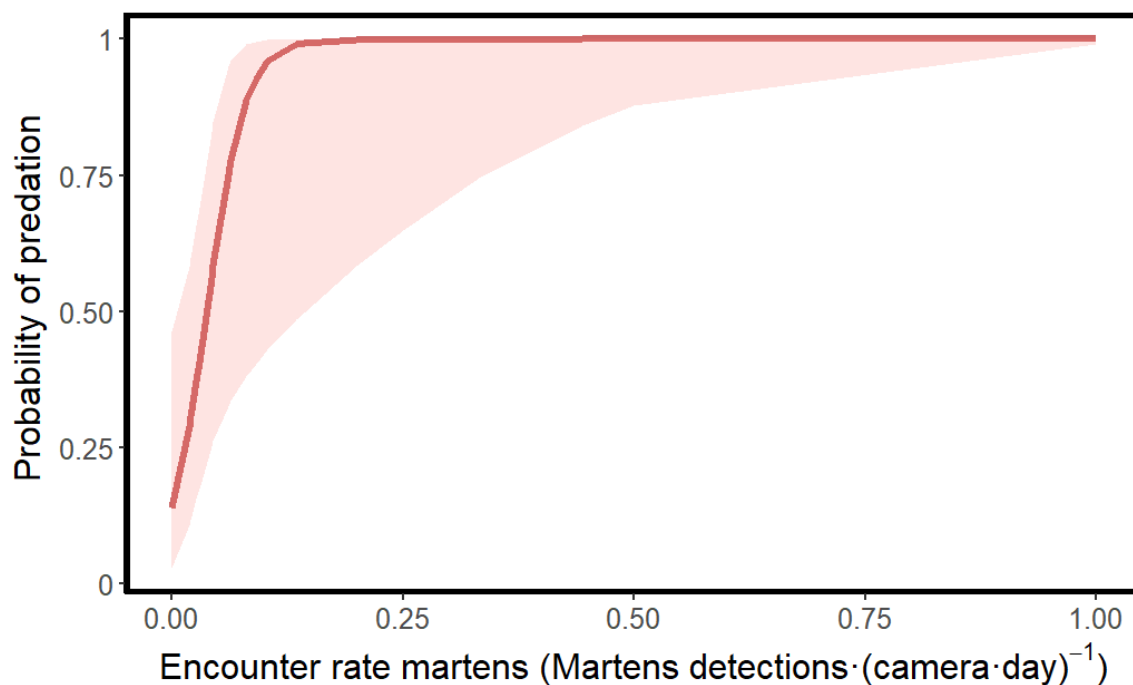


Figura 4. Probabilidad predicha de depredación de nidos en relación con la tasa de encuentro de martas (número de detecciones de martas por cámara y día). La zona sombreada representa un intervalo de confianza del 95%.

Factores que determinan qué especie preda un nido:

En cuanto a la regresión logística multinomial, el mejor modelo incluyó exclusivamente la tasa de encuentro de martas. La tasa de encuentro de la marta

determinó significativamente la especie depredadora: las martas fueron las especies con mayor probabilidad de depredar cuando su tasa de encuentro fue superior a 0,1 detecciones de martas \cdot (cámara \cdot día) $^{-1}$; para una tasa de encuentro de martas más baja, el zorro rojo fue la especie con mayor probabilidad de depredación (Fig. 5).

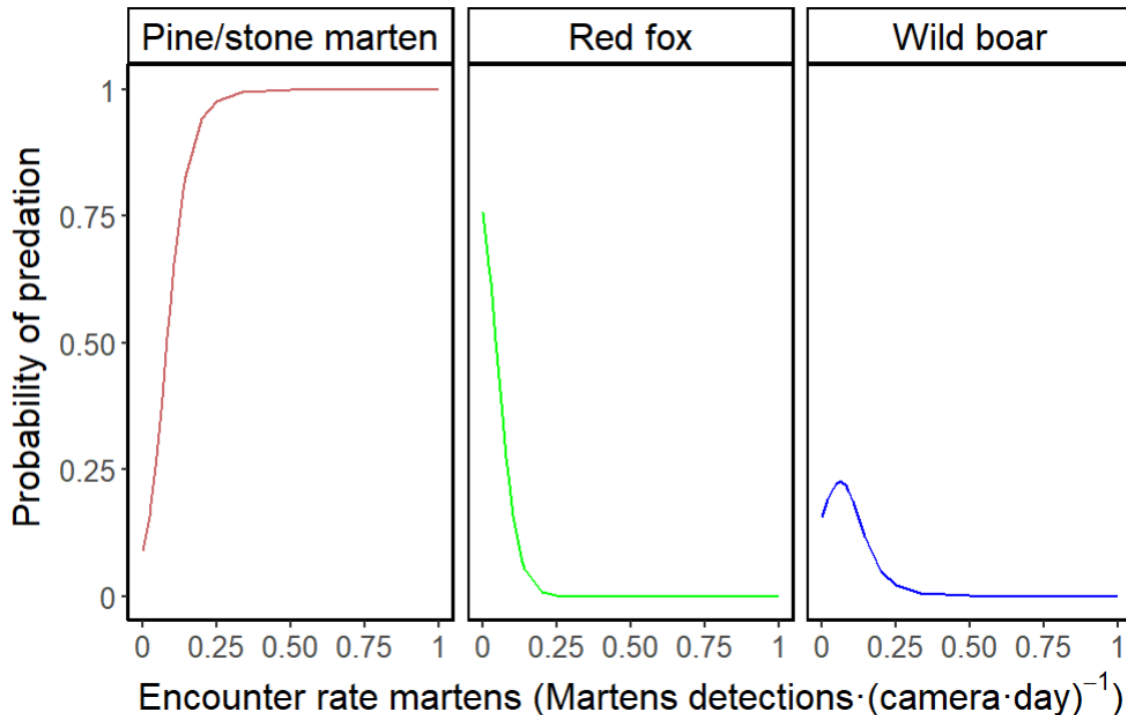


Figura 5. Probabilidad predicha de depredación de nidos para cada especie (marta/garduña: panel izquierdo, zorro: panel central y jabalí: panel derecho) en relación con la tasa de encuentro de martas (número de detecciones de martas por cámara y día).

- **Estima de abundancia:**

Aplicando REM se estimó la densidad poblacional de jabalí ($6,95 \text{ ind}\cdot\text{km}^{-2} \pm 1,33$, error estándar -SE-), corzo -*Capreolus capreolus*- ($8,33 \text{ ind}\cdot\text{km}^{-2} \pm 1,32 \text{ SE}$), ciervo -*Cervus elaphus*- ($6,92 \text{ ind}\cdot\text{km}^{-2} \pm 1,56 \text{ SE}$), gamo -*Dama dama*- ($6,03 \text{ ind}\cdot\text{km}^{-2} \pm 2,07 \text{ SE}$) y zorro ($3,37 \text{ ind}\cdot\text{km}^{-2} \pm 1,12 \text{ SE}$). Aplicando CTDS, estimamos la densidad de población de martas ($0,49 \text{ ind}\cdot\text{km}^{-2} \pm 0,15 \text{ SE}$) (Fig. 6). No estimamos la densidad de población de otros mamíferos debido al bajo tamaño de la muestra. Específicamente, registramos osos pardos y comadreas en una sola cámara, ginetas en tres cámaras, tejones en siete cámaras y rebecos en 11 cámaras. Excluyendo roedores, lagomorfos y mamíferos domésticos (bovinos, caballos, gatos y perros), no se registraron otros mamíferos.

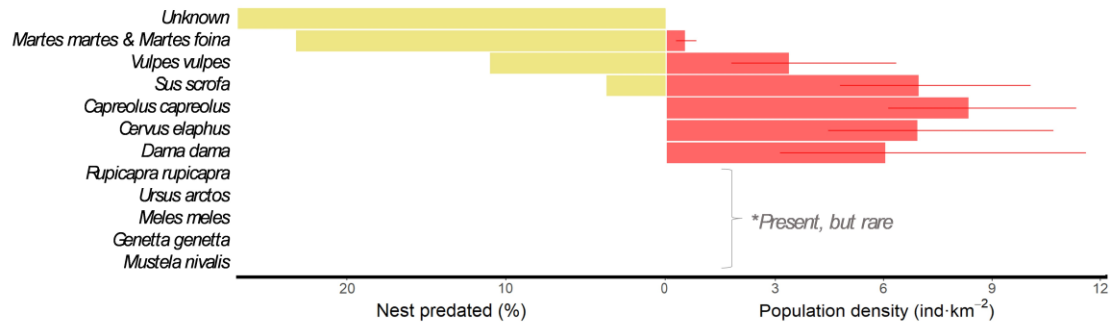


Figura 6. Porcentaje de nidos depredados (panel izquierdo) y densidad de población (panel derecho) de los carnívoros y ungulados silvestres detectados en el área de estudio. Ningún nido fue pisoteado, todos fueron consumidos. Las barras de errores en el panel derecho representan intervalos de confianza del 95% log-normales.

2.4. Conclusiones y valoración de la ejecución

Hemos demostrado que las martas, el zorro y el jabalí fueron las únicas especies que depredaron los nidos artificiales. Si bien las martas fueron los depredadores con menor abundancia en el área de estudio (0,49 ind·km⁻²), fueron las especies con mayor porcentaje de depredación (23,17%). La tasa de encuentro de martas también fue el factor principal que explica la probabilidad de depredación de nidos y determina las especies con mayor probabilidad de depredar un nido.

Para cualquier parche de hábitat en el que la tasa de encuentro de martas fuera superior a 0,1 detecciones/cámara-día, las martas fueron las especies con mayor probabilidad de depredar el nido (Fig. 5). Para una tasa de encuentro de martas más baja, el zorro rojo fue la especie con mayor probabilidad de depredación (Fig. 5). De manera similar, para cualquier parche de hábitat en el que la tasa de encuentro de martas fuera superior a 0,04, la probabilidad de depredación de nidos fue superior a 0,5 (Fig. 4). En nuestra área de estudio, la mediana y media de las tasas de encuentro de martas fueron 0,03 y 0,19 detecciones de martas/cámara-día respectivamente, lo que respalda a las martas como el principal depredador de los nidos. Además, de toda la incertidumbre asociada al proceso de depredación de nidos, la tasa de encuentro de martas explica el 30% de esta variabilidad.

Con respecto a las tasas de depredación de nidos y los depredadores, reportamos resultados similares a los publicados previamente en el contexto de la conservación del urogallo. Las tasas de depredación de nidos reales de urogallo y grévol (*Bonasa*

bonasia) en Eslovaquia oscilaron entre el 57% y el 82%, siendo los principales depredadores la marta y el zorro (22%), seguidos por el jabalí (9%) (Saniga, 2002). De manera similar, un experimento de nidos artificiales llevado a cabo en el contexto de la conservación del urogallo y gallo lira (*Tetrao tetrix*) reportó tasas de depredación de nidos que oscilaban entre el 42% y el 94%, siendo nuevamente las martas y el zorro los principales depredadores (Summers et al., 2004). Más relevante aún, se reportó una tasa de depredación de nidos del 42% en 45 nidos reales de urogallo monitoreados en la vertiente sur de los Pirineos entre 2009 y 2015, siendo nuevamente las martas y los zorros los depredadores (Tobajas et al., 2021). Curiosamente, los autores también informaron una tendencia positiva significativa en la tasa de depredación de nidos a lo largo de los años (Tobajas et al., 2021). Usando nidos artificiales, encontramos tasas de depredación ligeramente más altas (65%, Fig. 6). Las mayores tasas de depredación observadas podrían explicarse debido al aumento en la tasa de depredación de nidos a lo largo de los años, pero también a las características intrínsecas de los nidos artificiales (Moore & Robinson, 2004; Pärt & Wretenberg, 2002). Se esperan tasas de depredación más altas cuando se utilizan nidos artificiales porque: i) algunos nidos reales son depredados antes de ser detectados por los humanos; ii) los nidos reales son defendidos por las gallinas; y iii) los efectos humanos (como el olor o los córvidos que detectan a los humanos colocando el nido) podrían aumentar las tasas de depredación. De los 45 nidos reales analizados por Tobajas et al, 2021, 10 de ellos (22%), fueron encontrados de manera oportunista por personas que buscaban setas y/o fueron encontrados durante el muestreo de productividad de verano. Estos 10 nidos no habrían sido detectados si hubieran sido depredados con antelación, lo que lleva a una posible subestimación de la tasa real de depredación en los nidos de urogallo. En cualquier caso, nuestro objetivo no era extrapolar directamente las tasas de depredación en nidos artificiales a las esperadas en nidos reales, sino simplemente comparar las tasas de depredación relativas entre depredadores y los factores que determinaban si el nido era depredado por una especie u otra. Sin embargo, observamos tasas de depredación de nidos relativamente similares a las observadas en nidos reales.

También nos gustaría destacar aquellas especies que estuvieron presentes en el área de estudio pero que no fueron observadas depredando un nido. Estudios anteriores han informado que los córvidos (por ejemplo, *Garrulus glandarius* o *Corvus corone*), los osos pardos y los tejones son anteriores a los nidos de urogallo reales o a los nidos artificiales que simulan los de urogallo (Baines et al., 2004; Bamer et al., 2023; Saniga, 2002). Sin embargo, no observamos ningún pájaro u oso depredando un nido (Fig. 6). Otros carnívoros presentes en el área de estudio (gineta, tejón y comadreja) no fueron observados depredando nidos.

En cuanto al jabalí, nuestros resultados y otros publicados previamente en zonas con presencia de urogallo sugieren que los huevos no son un recurso preferido por el jabalí en los bosques en los que suele habitar el urogallo (Saniga, 2002). En concreto, detectamos jabalíes en 43 nidos. En 26 de ellos, se detectó jabalí antes de que el nido fuera depredado, reaccionando frecuentemente a los huevos, pero sin consumirlos (Fig. 7).



Figura 7. Imágenes de ocho nidos artificiales diferentes en los que se detectó jabalí reaccionando al nido (paneles superiores, A-D) y en las proximidades del nido (paneles inferiores, E-H). Ninguno de estos nidos fue depredado por jabalíes. La flecha blanca indica la ubicación del nido.

Finalmente nos gustaría destacar que detectamos una prevalencia cercana al 20% de zorros con lesiones compatibles con sarna sarcóptica (*Sarcoptes scabiei*) (Barroso & Palencia, en prep., Fig. 8). A este respecto, el brote de sarna sarcóptica en una población de zorro en Escandinavia a finales de los años 1970 y 1980 dio lugar a un aumento de la abundancia de urogallo y gallo lira (Lindström et al., 1994; Smedshaug et al., 1999).



Figura 8. Imágenes de zorros con lesiones compatibles con sarna sarcóptica. Se observan distintos niveles de afección.

2.5. Publicaciones resultantes

Congresos:

En el próximo congreso de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos (SECEM) que se celebrará del 6 al 9 de diciembre de 2023 en Granollers, presentaré una comunicación sobre los resultados obtenidos en este proyecto.

Artículos en revistas científicas indexadas:

Actualmente se está trabajando en la publicación de un artículo enfocado a discutir las tasas de depredación observadas en nidos artificiales y sus implicaciones en la conservación de urogallo. Además, con los datos obtenidos durante la realización de este proyecto, se ha publicado un artículo evaluando la afección de sarna a la población de zorro, así como los factores que determinan la presencia de individuos afectados.

Barroso, P., & Palencia, P. (2024). Camera traps reveal a high prevalence of sarcoptic mange in red foxes from northern Spain. *Research in Veterinary Science*, 166, 105098.

[Camera traps reveal a high prevalence of sarcoptic mange in red foxes from northern Spain - ScienceDirect](#)

3. Informe de gastos del proyecto. Relación de partidas de gastos y sus importes. Se deberán aportar justificantes originales de los pagos realizados (tickets, recibos o facturas).

Tabla 1. Tabla de gastos adjudicados y gastados en cada uno de los conceptos.

Material	Unidades	Precio (€)	Total adjudicado (€)	Total gastado (€)
Cámaras de fototrampeo	13	160	2080	2431.00
Baterías AA (paquetes de 4 pilas)	30	1.99	59.7	89.52
Tarjetas 16GB	10	16.95	169.5	-
Huevos	300	0.08	23.63	17.49
Parafina, alambre y otro material fungible	1	17	17	49.73
Dietas para una persona	3	50	150	-

Como se observa en la Tabla 1, ha habido ligeras modificaciones entre el presupuesto adjudicado y el finalmente gastado en cada uno de los conceptos. El gasto total adjudicado en la modalidad ganando independencia (2500€) se ajusta al total justificando teniendo en cuenta los diferentes conceptos. Presento justificantes para un total de 2587.74€. En el email adjunto facturas y tickets justificativos de los gastos.



Fdo: Pablo Palencia
en Mieres, a 27 de Noviembre de 2023