

Distribución, abundancia y éxito reproductivo del alcaudón dorsirrojo (*Lanius collurio* Linnaeus, 1758) en Bizkaia (País Vasco).

Distribution, abundance and reproductive success of the red-backed shrike (*Lanius collurio* Linnaeus, 1758) in Bizkaia (Basque Country).

Aitor Galarza^{1,2*}, Javier Fernández-López^{3,4}, Iker Novoa^{1,2}, Igor Aginako¹, Jon Arzubia¹, Eneko Aurrekoetxea¹, Xabier Barreiro¹, Mikel Carrasco¹, Cristina Cinos¹, Eneko Díaz¹, Juan Ramón Egia¹, Luki Fondado¹, Urko Ibañez¹, Iñaki Garmendia¹, Sonia Hidalgo¹, Francisco Martínez¹, Juan Manuel Pérez de Ana¹, Julio Ruiz¹, Gorka Vacas¹, David Vado¹, Demetrio Ulibarri¹, Ibai Zubizarreta¹, Ibai Zulaika¹, José Luis Tellería⁴



Resumen

El alcaudón dorsirrojo presenta un progresivo declive en la península Ibérica por lo que es interesante conocer las causas de este proceso. Analizamos en este estudio los factores determinantes de su distribución, abundancia y éxito reproductor en Bizkaia (Comunidad Autónoma del País Vasco). Para ello, muestreamos entre 1 y 4 veces 675 cuadrículas de 1x1 km en la primavera de 2021. Además, cuantificamos la presencia de ganado en las cuadrículas muestreadas, la densidad local de ganado y de explotaciones ganaderas, la cobertura de campiña (prados y setos), la huella humana y la altitud, que utilizamos como

¹ Diputación Foral de Bizkaia. Departamento de Sostenibilidad y Medio Natural.
Alda. Rekalde 30, 48009 Bilbao.

² Sociedad de Ciencias Aranzadi.
Zorroagaina 11, 20014 Donostia.

³ Université Montpellier. Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE).
CNRS EPHE, IRD, Montpellier.

⁴ Universidad Complutense de Madrid, Grupo de Investigación en
Biología Evolutiva y de la Conservación.
28040 Madrid.

*Correspondencia: aitorgalarzai@gmail.com



un subrogado del clima. Los análisis preliminares (modelos lineales generalizados, GLM) sugirieron que la presencia de ganado, la densidad de explotaciones y la cobertura de campiña se asociaban positivamente con la aparición de los alcaudones. Se observó también un fuerte efecto del número de visitas por lo que se estudió la probabilidad de detección de la especie mediante una modelización jerárquica de la ocupación. Este nuevo análisis desveló una probabilidad de detección de 0,68 por visita (error estándar= 0,134), además del fuerte efecto de la cobertura de campiña, presencia de ganado y densidad de explotaciones en la probabilidad de ocupación del alcaudón dorsirrojo. Estos resultados nos permitieron calcular la presencia real de la especie en 236 cuadrículas (rango=169-311) de las 675 muestreadas. Considerando que se prospectó el 46,4% del hábitat potencialmente adecuado para la especie en el área de estudio, se estimó que la población del alcaudón dorsirrojo en Bizkaia rondaba las 517 parejas reproductoras (rango=373-679), una población mucho menor que la predicha por otras aproximaciones previas. El número de pollos volantones observados en 128 parejas reproductoras osciló entre 0 y 4 (media 1,6 pollos por pareja), con un 73 % de las parejas con uno o más pollos (un porcentaje similar al éxito reproductivo de otras poblaciones ibéricas). En este caso, el número de pollos solo se asoció significativamente a la cobertura de campiña. Los resultados de este estudio sugieren que la distribución de la especie parece estar fuertemente constreñida por la disponibilidad de campiña y la actividad del ganado, responsable de la creación de pastizales y prados heterogéneos en los que puede encontrar sustratos de caza.

Palabras clave: conservación, detectabilidad, selección de hábitat, transformación del paisaje, modelización jerárquica.

Abstract

The red-backed shrike exhibits a gradual decline in the Iberian Peninsula, so it is interesting to identify the causes of this trend. In this study we explore some potential drivers of the distribution, abundance and reproductive success of this species in Bizkaia (Autonomous Community of the Basque Country,). To do this, 675 1x1 km grids were sampled between 1 and 4 times in the spring of 2021. In addition, we sampled the presence of cows and sheep grazing in the sampled squares, the local density of cattle farms, the human footprint, the coverage of farmland (meadows and hedgerows) and elevation, which we use as a substitute for climate. Preliminary analyses (generalised linear models, GLM) suggested that the presence of livestock, density of farms, and farmland cover were positively associated with the occurrence of shrikes. It was observed that the number of visits to the sample squares had an important impact on the number of sightings, so the probability of detection of the species was studied using a hierarchical modelling of the occupancy. This new analysis revealed a probability of detection of 0.68 per visit (standard error 0.134), in addition to the strong effect of farmland cover, presence of cattle, and density of farms on the red-backed shrike occupancy probability. These results allowed us to determine the actual presence of the species in 236 squares (range= 169-311) of the 675 sampled. Considering that 46.4% of the potentially suitable habitat for the species in

the study area was surveyed, we estimated that the population of the red-backed shrike in Bizkaia was around 517 breeding pairs (range=373-679), a much smaller population than that predicted by previous approaches. The number of fledglings observed in 128 breeding pairs ranged from 0 to 4 (mean 1.6 fledgling per pair), with 73% of the pairs having one or more fledglings (a percentage similar to the reproductive success of other Iberian populations). In this case, the number of fledglings was only positively associated with farm cover. The results of this study suggest that the distribution of the species seems to be seriously limited by the availability of farmland and cattle activity, responsible for the creation of heterogeneous grasslands and meadows where shrikes can find hunting substrates.

Key words: conservation, detectability, habitat selection, landscape transformation, hierarchical modelling.

Laburpena

Antzandobi arruntaren populazioa Iberiar penintsulan pixkanaka murrizten ari denez, interesgarria da prozesu horren zergatiak ezagutzea. Azterlan honetan, Bizkaiko (Euskal Autonomia Erkidegoa) antzandobi arruntaren banaketa, ugaritasuna eta ugaltze-arrakasta baldintzatzen duten faktoreak aztertzen ditugu. Horretarako, 2021eko udaberrian 1x1 km-ko 675 lauki bisitatu genituen 1-4 aldiz. Gainera, honako hauek kuantifikatu genituen: laukietanazienda egotea, behi eta ardi-ustiategien dentsitatea, landazabalaren estaldura (belardiak eta heskaiak), giza aztarna eta altitudea, azken hori klimaren subrogatu gisa hartuta. Atariko analisiek (eredu lineal orokortuak, GLM) iradoki zutenazienda egotea, ustiategien dentsitatea eta landazabalaren estaldura positiboki lotu zirela antzandobi arruntak agertzearekin. Bisita-kopuruak ere eragin handia izan zuenez espeziea detektatzeko aukera aztertu zen okupazioaren modelizazio hierarkiko baten bidez. Azterketa berri horrek bisita bakoitzeko 0,68ko detekzio-probabilitatea (errore estandarra 0,134) erakutsi zuen baita landazabalaren estaldurak, aziendaren presentziak eta ustiategien dentsitateak duten eragin handia ere antzandobi arruntaren okupazio probabilitatean. Emaiza horiei esker, lagindutako 675 laukietatik 236tan (tarte: 169-311) espeziearen benetako presentzia kalkulatu ahal izan dugu. Ikerketa eremuan espeziearentzat egokia izan daitekeen habitataren %46,4 aztertu zela kontuan hartuta, Bizkaian 517 ugaltze-bikote inguru bizi zirela kalkulatu zen (tarte: 373-679), hau da, aurretik beste hurbilketa batzuek esandakoa baino askoz gutxiago. 128 ugalketa-bikotetan ikusitako hega-txita kopurua 0 eta 4 artekoa izan zen (bikote bakoitzeko 1,6 hega-txita, batez beste), eta bikoteen %73k txito bat edo gehiago zuten (beste iberiar populazio batzuen antzeko ugalketa-arrakasta). Kasu honetan, txito-kopurua landazabalaren estaldurarekin bakarrik lotu zen modu esanguratsuan. Ikerketa honen emaitzen arabera, badirudi espeziearen banaketa hertsiki mugatuta dagoela landazabalaren eskuragarritasunarekin eta aziendaren jarduerarekin; izan ere, horrek larreak eta belardi heterogeneoak sortzen ditu, eta horietan ehiza-eremuak aurki ditzake antzandobi arruntak.

Gako hitzak: kontserbazioa, detektagarritasuna, habitataren hautaketa, paisaiaren eraldaketa, modelizazio hierarkikoa.

Introducción

El alcaudón dorsirrojo (*Lanius collurio*) es una especie de distribución paleártica que alcanza la mitad norte de la península ibérica donde presenta una población en declive, aunque propensa a colonizar enclaves favorables (Infante, 2022). Recientemente ha sido incluida como especie vulnerable en el Libro Rojo de las Aves de España (Infante, 2021). En el País Vasco tiene una distribución amplia pero desigual, con unos sectores en los que ha desaparecido en las últimas décadas y otros en los que es relativamente abundante (Tellería, 2018a; Galarza, 2023). Este patrón espacial sugiere que la especie está sometida a procesos de cambio ambiental que difieren entre zonas y que, en su conjunto, pudieran determinar su evolución numérica en este entorno geográfico. En este estudio analizamos el posible efecto de una serie de rasgos ambientales sobre la distribución, abundancia y éxito reproductivo de este alcaudón en Bizkaia, un territorio pequeño pero representativo del área ocupada por la especie en la vertiente atlántica de la península Ibérica (Infante, 2022). Para abordar estos tres objetivos, desarrollaremos dos aproximaciones metodológicas complementarias.

En primer lugar, analizaremos el efecto sobre la distribución y éxito reproductor del alcaudón dorsirrojo de una serie de rasgos ambientales que, en algunos casos, parecen haber cambiado durante las últimas décadas en el área de estudio.

1. Estructura del paisaje

La disponibilidad de espacios abiertos con arbustos adecuados para su reproducción (Cramp y Perrins, 1993; Hernández, 1994; Llopis *et al.*, 2014) parece limitar la distribución de esta especie en el norte de la península ibérica (Tellería *et al.*, 2008; Tellería, 2018b). En esta región, el abandono de las actividades agropecuarias, la expansión de los cultivos forestales y la urbanización de los terrenos más asequibles ha producido el progresivo aislamiento y reducción superficial de la campiña atlántica (la matriz de prados, setos y cultivos derivada de la actividad agraria) que es el hábitat que hoy ocupa mayoritariamente la especie (Galarza, 2023). En este contexto, siguiendo los patrones observados en estudios previos (Tellería *et al.*, 2008; Tellería, 2018b), predécimos un efecto positivo de la disponibilidad de campiñas sobre su presencia y éxito reproductivo. Esta predicción asume que la alta disponibilidad de hábitat garantiza la disponibilidad de lugares adecuados para la reproducción del alcaudón dorsirrojo (Llopis *et al.*, 2014) y también una suficiente disponibilidad de sustratos donde capturar sus presas (por ejemplo, prados; Hernández, 1995).

2. Uso ganadero

El pastoreo moderado aumenta la heterogeneidad en los pastizales que, a su vez, favorece la disponibilidad del hábitat adecuado para muchas aves (Fuhlendorf *et al.*, 2006; Wilson *et al.*, 2022). Los alcaudones se alimentan de invertebrados y pequeños vertebrados que capturan tras detectarlos desde sus posaderos (Cramp y Perrins, 1993;

Hernández *et al.*, 1993a, Hernández, 1995). La presencia de ganado durante el periodo reproductor pudiera favorecer la accesibilidad de ciertas presas en los prados pastados, así como contribuir a un aumento de los invertebrados asociados a su presencia (Vickery *et al.*, 2001; Llopis *et al.*, 2014). De esta forma, predecimos que la abundancia de ganado puede favorecer tanto la presencia de alcaudones como su éxito reproductivo.

3. Otras variables

Algunos estudios llevados a cabo en Europa central han mostrado que el aumento de las temperaturas se relaciona con el incremento del tamaño de las puestas y que el aumento de las precipitaciones disminuye el éxito reproductor de la especie (Golawski, 2006; Hušek y Adamík, 2008). Además, consideraremos el potencial efecto de la *huella humana*, un índice que cuantifica la densidad de la población humana e infraestructuras diversas (Venter *et al.*, 2016a) y que podría interferir negativamente en la presencia de la especie (O'Bryan *et al.*, 2020).

En segundo lugar, considerando que se efectuaron visitas repetidas a cada cuadrícula prospectada, se calculará la detectabilidad del alcaudón dorsirrojo; es decir, la probabilidad de detectarlo cuando está presente (MacKenzie *et al.*, 2002). A partir de esta información se estimará el tamaño de la población de alcaudones dorsirrojos en Bizkaia, un dato interesante porque nos informará si, en un contexto de fragmentación y reducción poblacional asociado a la pérdida y alteración de campiñas, la especie puede alcanzar umbrales numéricos que comprometan su viabilidad (Frankham *et al.*, 2010; Hohenlohe *et al.*, 2021). Además, el cálculo de la probabilidad de detección puede permitirnos optimizar programas de seguimiento en los que, a través de un número suficiente de visitas, seamos capaces de acceder a un elevado porcentaje de la población objeto de censo (Pollock *et al.*, 2002).

Material y métodos

Área de estudio

El área de estudio abarcó el territorio histórico de Bizkaia (País Vasco atlántico). Esta zona ocupa 2.217 km² y se extiende desde el nivel del mar hasta los 1.481 msnm de su cumbre más alta, con una altitud media aproximada de 290 m. La mayor parte de su vegetación natural está muy alterada como consecuencia de una histórica actividad agroganadera y una intensa reforestación con árboles exóticos llevada a cabo durante el siglo pasado (Aseginolaza *et al.*, 1988). En la actualidad, únicamente el 23,1% de su superficie (512 km²) está cubierta por prados, herbazales, pastizal-matorrales y prados con setos (Gobierno Vasco, 2020), formaciones vegetales susceptibles de ser utilizadas preferentemente por el alcaudón dorsirrojo para establecer sus territorios (Hernández, 2003; Tellería *et al.* 2020, Figura 1A).

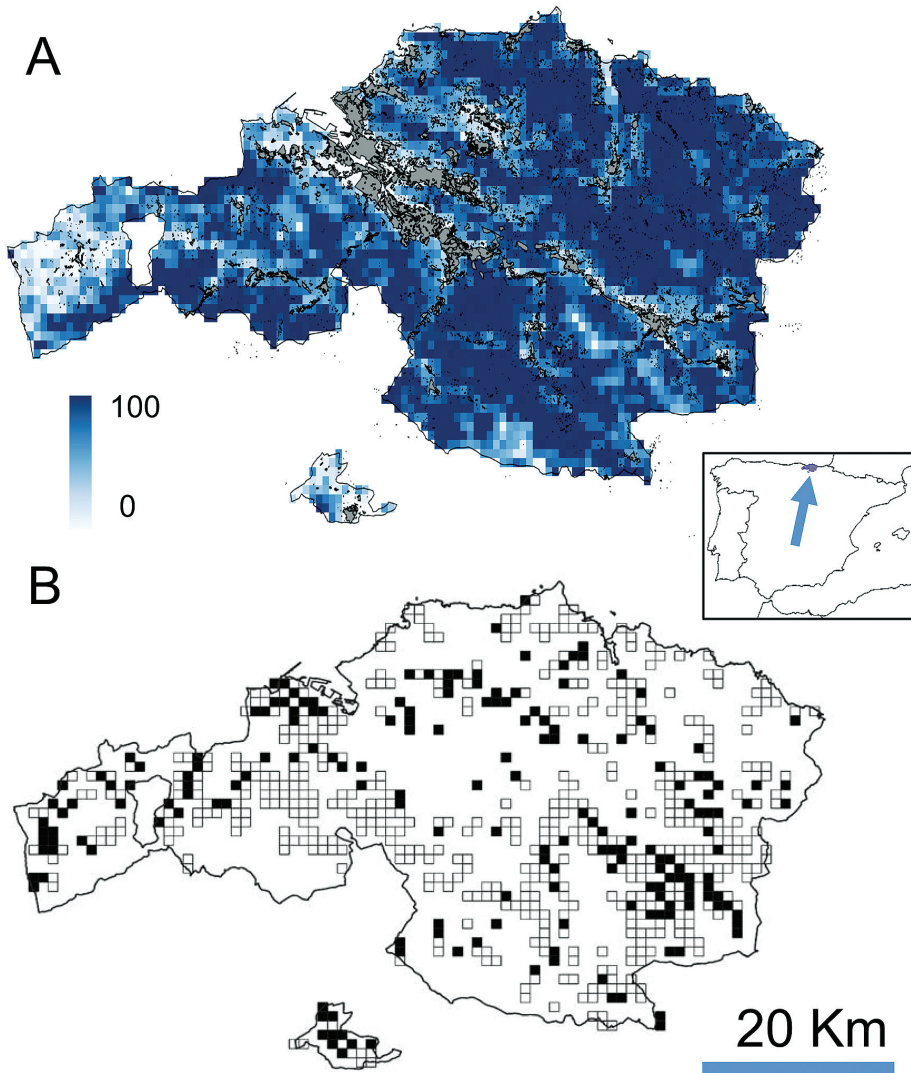


Fig. 1A.- Distribución de las áreas urbanizadas (gris) y de la cobertura de bosque (de 0 a 100 % en azul; ver la escala). B. Distribución de las cuadrículas UTM de 1x1 km muestreadas en este estudio donde se indican en negro aquellas en las que se han detectado alcaudones dorsirrojos. La caja interior muestra la ubicación del área de estudio en la península Ibérica.

Fig. 1A.- Distribution of urbanised areas (grey) and forest cover (from 0 to 100% in blue; see the scale). B. Distribution of the 1x1 km UTM grids sampled in this study where those in which red-backed shrikes have been detected are in black. The inner box shows the location of the study area in the Iberian Peninsula.

Método de censo

Se seleccionaron al azar 675 cuadrículas UTM 1x1 km distribuidas homogéneamente por el área de estudio (Figura 1B), previo descarte de las cuadrículas dominadas por superficies arboladas. Para llevar a cabo la selección se tuvieron en cuenta las preferencias de hábitat de la especie en la región (Llopis *et al.*, 2014; Tellería, 2018b; Galarza, 2023). Esto es, únicamente se tuvieron en cuenta aquellas cuadrículas cubiertas total o mayoritariamente por campiñas o pastizales provistos de setos y arbustos dispersos. Estas 675 cuadrículas incluyeron el 46,4% del total del hábitat potencial para la especie en el área de estudio, porcentaje que se obtuvo a partir del sumatorio de las coberturas de hábitat potencial calculadas mediante QGIS (<https://www.qgis.org/es/site/>) utilizando para ello las capas de vegetación (prados, herbazales, pastizal-matorrales y prados con setos) recogidas en el Inventario Forestal de Euskadi (Gobierno Vasco, 2020).

El muestreo consistió en un recorrido de 15 minutos dentro de cada cuadrícula transitando por caminos y realizando paradas en puntos con gran visibilidad desde los que escrutar los habituales posaderos utilizados por la especie (postes, setos, cables, etc.). Los muestreos se llevaron a cabo en cualquier hora del día, pero se evitaron los momentos con niebla o lluvia intensa. Un 23,1% de las cuadrículas (156) se muestreó una sola vez, el 66,6% (450) dos veces, el 8,4% (57) tres y el 1,7% (12) se muestreó en cuatro ocasiones. La mayoría de los primeros muestreos se llevaron a cabo entre el 15 de Mayo y el 15 de Junio de 2021, mientras que todos los segundos, terceros y cuartos muestreos se desarrollaron entre el 16 de Junio y el 31 de Julio de 2021. En cada cuadrícula, se registró la presencia o ausencia de ganado pastando (vacas y ovejas) y se anotaron y georreferenciaron las parejas y los ejemplares adultos solitarios, especificando el sexo, así como el número de pollos volantones cuando fue posible al final del periodo reproductor. Se clasificaron como *parejas reproductoras seguras* aquellas en las que se observaron o escucharon pollos volantones, o se observaron adultos entrando a cebar. Se clasificaron como *parejas reproductoras probables* aquellas en las que se observaron adultos aquerenciados en un territorio durante el periodo de cría sin que se obtuvieran evidencias de reproducción.

Variables ambientales

a) Estructura del paisaje

Incluimos variables relacionadas con la estructura del paisaje que pudieran favorecer (*cobertura de campiña*) o perjudicar (*cobertura forestal*) la presencia de la especie. Los datos se obtuvieron de EarthEnv (Tuanmu y Jetz, 2014; <http://www.earthenv.org/>), que cuantifican el porcentaje de cada cuadrícula cubierta por ambos elementos paisajísticos.

b) Uso ganadero

Compartimentamos Bizkaia en sus 112 municipios y calculamos la *densidad de ganado* y de *explotaciones ganaderas* de vacas y ovejas (las dos especies dominantes) a partir de la información ofrecida por Eustat (<https://www.eustat.eus/>). Esta se refiere al año 2009 pues no hemos encontrado una información más actualizada para cada municipio. Considerando que el tamaño medio de los municipios es pequeño (media= 17,6 km², rango= 1,25-102 km²), nos ha parecido una escala espacial más adecuada que la disponible en otras bases de datos alternativas (por ejemplo, los 100 km² de FAO <https://www.fao.org/livestock-systems/global-distributions/en/>). Las densidades de ganado y explotaciones ganaderas están relacionadas positivamente (correlación de Spearman, $r_s=0.47$, $p<0.001$), pero no indican lo mismo ya que la densidad de ganado puede venir sesgada por los animales estabulados en régimen intensivo mientras que la densidad de explotaciones describe la implantación de esta actividad en cada municipio. La *presencia de ganado* pastando en los prados de las cuadrículas prospectadas en el momento del censo se evaluó cualitativamente (presencia vs. ausencia).

c) Otras variables

Para controlar el posible efecto del clima sobre la distribución de la especie, estudiamos la temperatura media del trimestre más cálido y la precipitación del trimestre más seco, dos variables descriptoras del periodo de presencia estival del alcaudón. Sus valores fueron obtenidos de CHELSA versión 2.1 (<http://chelsa-climate.org/>), una base de datos que proporciona buenas estimas en paisajes con topografía compleja (Karger et al., 2017). Estas variables se correlacionan negativamente entre sí ($r_s=-0,45$, $p<0,001$, $n = 675$), un patrón que encaja a grandes rasgos con el gradiente altitudinal del área de estudio (altitud vs. temperatura $r_s= -0,97$, $p<0,001$; altitud vs. precipitación, $r_s=0,33$ $p<0,001$). Por eso, y con el objetivo adicional de reducir el número de variables consideradas en los análisis, utilizaremos la *altitud* como subrogado de la variación climática en el área de estudio. La huella humana se obtuvo de la base de datos WorldPop (<https://www.worldpop.org/>; ver Venter et al., 2016b).

Todas las variables obtenidas a partir de información cartográfica fueron extraídas a partir del centroide de cada cuadrícula UTM 1x1 km mediante la aplicación Point Sampling Tool de QGIS versión 3.22 (<https://www.qgis.org/es/site/>).

Análisis

Las variables asociadas a la presencia/ausencia de alcaudones o al número de pollos en las cuadrículas prospectadas fueron analizadas mediante modelos lineales generalizados donde se utilizó una distribución binomial (presencias/ausencias) o Poisson (número de pollos) y una función de enlace logit o logarítmica respectivamente (Cayuela y de la Cruz, 2022). Dadas las características del entorno ambiental analiza-

do, asumimos una relación lineal entre la presencia/éxito reproductor de los alcaudones y las variables predictoras cuantitativas. Estas se estandarizaron a media cero y desviación estándar uno. Previamente a la realización de los análisis, se estudió la matriz de correlaciones entre las variables independientes consideradas y, tras la elaboración de los modelos, se estudiaron los factores de inflación de la varianza (VIF) para detectar posibles patrones de colinealidad. Vista la alta correlación negativa entre la cobertura forestal y la de campiñas ($r_s = -0,92$ $p < 0,00$, $n = 675$) se optó por eliminar la cobertura forestal. Finalmente, se realizó la selección de modelos mediante el criterio de información de Akaike (con $\Delta AIC < 2$) y se cuantificó su capacidad explicativa mediante el porcentaje de la devianza explicada. Estos análisis, junto con otras pruebas estadísticas, fueron realizados con Rcmdr (Fox y Bouchet-Valat, 2022) y las figuras con QGIS (ver arriba) y GraphPad Prism 8.0.2 (<https://www.graphpad.com/scientific-software/prism/>).

En los análisis anteriores se incluyó la intensidad del muestreo por cuadrícula (una vs. más visitas) para explorar su posible efecto sobre los resultados. Tras comprobar la existencia de tal efecto, se habilitó un nuevo protocolo de análisis que tiene en cuenta la detectabilidad imperfecta de la especie en cada una de nuestras unidades muestrales mediante una modelización jerárquica de la ocupación (MacKenzie *et al.*, 2002). Este procedimiento se sirve del historial de detecciones/no-detecciones de la especie en sucesivas visitas (hasta cuatro en nuestro caso) para calcular su detectabilidad (probabilidad de que la especie sea detectada durante una visita cuando realmente está presente). De esta forma, permite corregir el efecto de la detectabilidad imperfecta, obteniendo estimas menos sesgadas del porcentaje de cuadrículas ocupadas por la especie en el área de estudio (MacKenzie *et al.*, 2017). Se ajustaron dos modelos siguiendo esta aproximación, un modelo completo con todas las variables predictoras, y otro solamente con aquellas seleccionadas mediante AIC a partir de los análisis anteriores. Al no disponer de predictores claros asumimos una detectabilidad homogénea entre sitios y entre visitas.

En el análisis asumimos que la población reproductora de alcaudones era una población cerrada, un supuesto que podría incumplirse en nuestro caso por la potencial salida de individuos hacia sus cuarteles de invierno a mediados de julio, tal y como constata Lizarraga (2003) para Navarra, aunque otros trabajos centran estos movimientos en agosto (Worfolk, 2008; Trøttup *et al.*, 2017; Pedersen *et al.*, 2020). Para evaluar sus efectos, repetimos los cálculos con los datos obtenidos antes del 15 de julio y obtuvimos estimadores de la probabilidad de detección similares a los calculados con la totalidad de los datos. Igualmente, y para completar este análisis preliminar, calculamos la tasa de desaparición de los alcaudones detectados en las cuadrículas antes y después del 15 de julio y que resultó ser prácticamente nula ($p: 0,00005$). Tras estos análisis, decidimos utilizar el conjunto de los datos para trabajar con el mayor tamaño de muestra posible y reducir así los intervalos de confianza de los

cálculos de la probabilidad de detección de la especie. Estos modelos fueron realizados en el lenguaje R mediante la librería *unmarked* (Fiske y Chandler, 2011).

Una vez calculada la superficie total ocupada considerando el efecto de la detectabilidad imperfecta, se estimó el tamaño poblacional y la densidad teniendo en cuenta el número de parejas que podrían habitar en cada una de las cuadrículas muestreadas.

Resultados

Factores que afectan a la distribución

De las 675 cuadrículas de 1 km² prospectadas, se detectó la presencia de alcaudones en 197 (29,19 %; Figura 1B). Sin embargo, estos resultados estuvieron influidos por el esfuerzo de muestreo. El porcentaje de cuadrículas con presencia de alcaudones fue significativamente superior (33,72 %, n=175) en las 519 cuadrículas prospectadas en más de una ocasión al compararlas con las prospectadas una sola vez (14,10 %, 22 de 156; chi-cuadrado df=1: 13,39, p<0,001). La presencia de ganado también afectó los resultados pues se detectaron alcaudones en 162 de las 505 cuadrículas con ganado (32,17 %) frente a 36 de las 170 sin ganado (21,2 %; chi-cuadrado df: 1, 4.16, p=0,041). Este efecto del esfuerzo de muestreo y la presencia de ganado se detectó también en los modelos seleccionados por el análisis multivariante donde se comprobó, además, un efecto positivo y significativo de la cobertura de campiña y número de explotaciones ganaderas sobre la aparición de alcaudones (Tabla 1).

Detectabilidad imperfecta y ocupación

La modelización jerárquica de la ocupación mediante el análisis de visitas repetidas también asoció la presencia de alcaudones a la presencia de ganado, cobertura de campiña y densidad de explotaciones ganaderas (Figura 2A-C). De acuerdo con esta aproximación, la detectabilidad de la especie fue de $p=0,68$ (intervalo de confianza al 95% = 0,65 – 0,71). Es decir, en cada visita, fuimos capaces de detectar a los alcaudones en un 68% de los casos cuando realmente estaban presentes (Figura 2D). Esta detectabilidad, que no varió entre modelos con todas las variables predictoras o incluyendo sólo aquellas seleccionadas mediante AIC (Tabla 2), nos permite realizar dos tipos de extrapolaciones. Por un lado, nos indica que la ocupación media de las cuadrículas muestreadas fue de 0,35 (0,25 – 0,46). Es decir, que 236 cuadrículas (rango=169-311) de las 675 muestreadas estuvieron ocupadas por la especie. Por otro, asumiendo que las condiciones determinantes de la detectabilidad se mantienen constantes durante todo el periodo de estudio, nos permite calcular el porcentaje de cuadrículas con presencia de la especie que son detectadas a medida que aumenta el número de visitas (Figura 2D).

Tabla 1.- Resultados de los modelos lineales generalizados donde se analiza la presencia/ausencia de alcaudones y el número de pollos volantones observados por pareja reproductora en función de una serie de variables. P-valor: * <0,05, ** <0,01, *** <0,001, - no entra en el modelo. AIC: criterio de información de Akaike.

Table 1.- Results of generalised linear models in which the presence/absence of shrikes and the number of fledglings per breeding pair are analysed as a function of a set of variables. P-value: * <0.05, ** <0.01, *** <0.001, - does not enter the model. AIC: Akaike information criterion.

		intercepto	altitud	campiña	huella	densidad	densidad de	presencia de	número de	devianza (%)	AIC	ΔAIC
		intercept	n	farmland	human	livestock	farm density	livestock presence	number of visits	deviance (%)		C
Presencia / Presence												
(n=675)												
modelo 1 / model 1		-2,38***	-	0,35***	-0,11	-	0,26**	0,64**	1,18***	7,19	768,52	
modelo 2 / model 2		-2,37***	0,16	0,33***	-0,03	-	0,29**	0,58**	1,22***	7,46	768,32	0,20
modelo 3 / model 3		-2,37***	0,16	0,34***	-0,03	-0,001	0,29**	0,58**	1,22***	7,46	770,32	2,00
Número de pollos /												
Number of fledglings												
(n=128)												
modelo 1 / model 1		0,31***	-0,14	0,23 **	-	-	-0,15	-		7,94	379,74	
modelo 2 / model 2		0,31 ***	-0,11	0,13 **	-	-0,05	-0,13	-		8,14	381,44	1,70

Tabla 2.- Resultado de la modelización jerárquica donde se evalúa el efecto de la detectabilidad sobre la ocupación de la cuadrícula de estudio por los alcaudones dorsirrojos. AIC: criterio de información de Akaike.

Table 2.- Result of a hierarchical modeling where the effect of detectability on the occupation by red-backed shrikes of the study plots is evaluated. AIC: Akaike information criterion).

Ocupación / <i>Occupancy</i>							Detectabilidad / <i>Detectability</i>	
	intercepto / <i>intercept</i>	altitud / <i>elevation</i>	cobertura de campiña / <i>farmland cover</i>	huella humana / <i>human footprint</i>	densidad de ganado / <i>livestock density</i>	densidad de explotaciones / <i>farm density</i>	presencia de ganado (si) / <i>livestock presence (yes)</i>	p
modelo seleccionado / <i>selected model</i>	-1,22 (SE 0,21)	-	0,35 (SE 0,1)	-0,13 (SE 0,1)	-	0,32 (SE 0,1)	0,71 (SE 0,23)	0,68 (SE 0,13)
modelo completo / <i>full model</i>	-1,18 (SE 0,21)	0,16 (SE 0,12)	0,37 (SE 0,11)	-0,07 (SE 0,12)	-0,06 (SE 0,12)	0,38 (0,11)	0,66 (SE 0,24)	0,68 (SE 0,13)

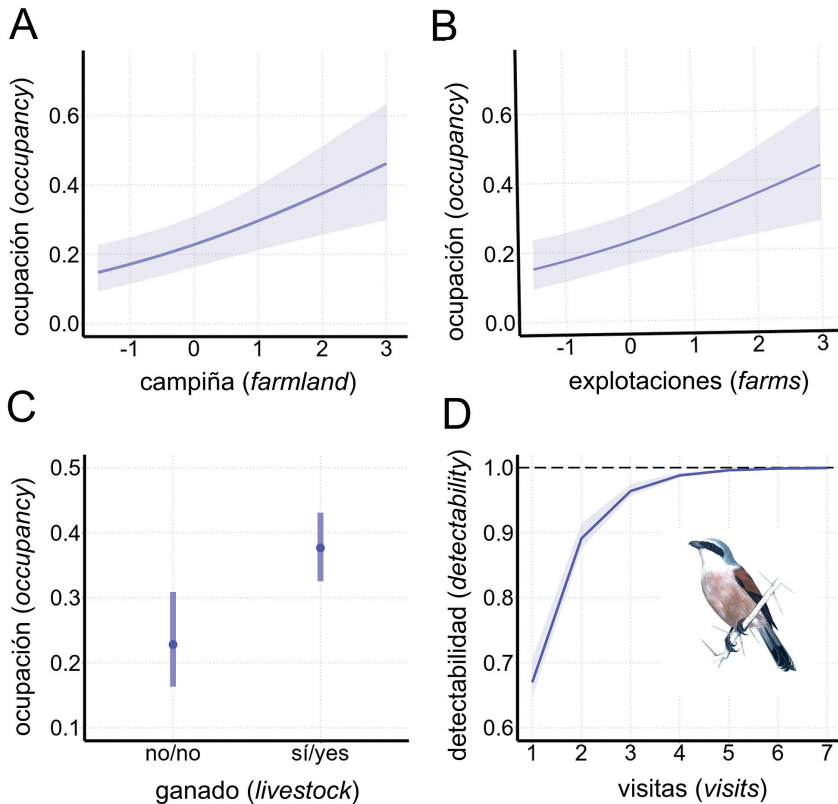


Fig. 2.- Predicciones del modelo jerárquico de ocupación. Efectos de la cobertura de campiña (A), número de explotaciones ganaderas (B), presencia de ganado (C) y número de visitas (D) sobre la probabilidad de ocupación y detección del alcaudón dorsirrojo en las cuadrículas muestreadas. Se representan las tendencias medias y su intervalo de confianza al 95%. (Dibujo de Ángel Domínguez).

Fig. 2.- Predictions of the hierarchical occupation model. Effects of farmland cover (A), number of farms (B), livestock presence (C) and number of visits (D) on the probability of red-backed shrike occupancy and detection in the sampled grids. Mean trends and their 95% confidence interval are represented). (Drawing by Ángel Domínguez).

Tamaño de población y densidad

Como el modelo de detectabilidad se ha establecido utilizando la presencia/ausencia de la especie y no el número de parejas identificadas, podemos corregir estos resultados para obtener una estima poblacional considerando que en un 98,4 % de las cuadrículas se detectó una pareja y en un 1,6 % de los casos dos parejas. Por esta razón, debiéramos aumentar en 4 parejas el cómputo total de la población reproductora (media=240 parejas; rango= 173-315) en los 675 km² prospectados (237,5 km² de

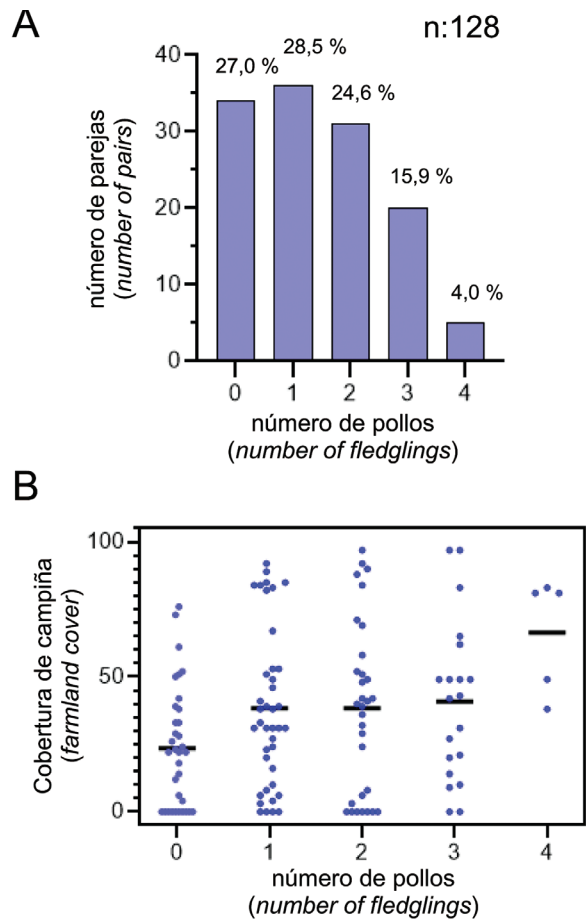


Fig. 3.- (A) Distribución del número de pollos volantes observados por pareja reproductora de alcaudones dorsirrojos. (B) Distribución de la cobertura de campiñas por cuadrícula UTM de 1x1 km según el número de pollos volantes por pareja reproductora. Las líneas marcan los valores medios.

Fig. 3.- (A) Distribution of the number of fledglings observed per breeding pair of red-backed shrikes. (B) Distribution of farmland cover by 1x1 km UTM grids according to the number of fledglings per breeding pair. Lines show mean scores.

hábitat potencial). Esto daría lugar a una densidad de 1,01 parejas/km² (0,73-1,33) para el territorio cubierto por un paisaje de estructura compatible con la presencia de la especie. Considerando que las cuadrículas prospectadas incluyen únicamente el 46,4% del hábitat potencialmente adecuado para la especie en el área de estudio, estimamos que en 2021 la población de alcaudón dorsirrojo rondaba en Bizkaia las 517 parejas reproductoras (rango=373-679). No obstante, ha de tenerse en cuenta que esta cifra podría ser algo menor si consideramos la fragmentación de la campiña

en muchas zonas dado que la especie parece evitar los parches de hábitat adecuado de menos de 6 ha (Tellería, 2018b).

Éxito reproductor

En total, se observaron 60 parejas reproductoras probables y 128 seguras, lo que sumaría un total de 189 parejas detectadas en el área de estudio. En 94 parejas de las 128 seguras se detectaron pollos, lo que supone un 73 % de las de reproducción comprobada (Figura 3A). Entre las que tuvieron éxito se observaron entre uno y cuatro pollos (media $\pm$ d.e: $1,9 \pm 0,91$). En el análisis multivariante de los rasgos ambientales asociados al número de pollos sólo se observó un efecto positivo y significativo de la cobertura de campiña en los dos modelos seleccionados (Tabla 1, Figura 3B).

Discusión

Factores que afectan a la distribución

El alcaudón dorsirrojo presenta una distribución fragmentada en Bizkaia, condicionada por la disponibilidad de espacios abiertos donde instalar sus territorios de cría (Figura 1B). Sin embargo, no todas las áreas aparentemente útiles para la especie están ocupadas, lo que sugiere que su distribución viene condicionada por otros requerimientos adicionales. Nuestros análisis parecen explicar este patrón dado que, además del efecto de la cobertura de campiña, se ha identificado un efecto significativo de la densidad de explotaciones ganaderas y de la presencia de ganado (Figura 2). Es decir, los resultados apoyan la idea de que los alcaudones dorsirrojos tienden a ser más frecuentes en los terrenos abiertos donde hay muchas explotaciones ganaderas y se pastorea el ganado en sectores circundantes a sus áreas de cría. Esta presencia de ganado en la proximidad del nido durante la época de reproducción de la especie ha sido ilustrada también por Llopis *et al.* (2014) en el área de estudio y se correspondería con un escenario donde el pasto no crece ni se densifica como en los cultivos de hierba de las explotaciones donde se mantiene el ganado estabulado. El pastoreo moderado es, además, selectivo con lo que mantiene unos pastos heterogéneos con más plantas e insectos (Morris 2000, Vickery *et al.*, 2001) por lo que la pérdida de este sistema tradicional de manejo del ganado parece estar detrás de la pérdida de aves insectívoras que se alimentan en los prados de Europa (Strebel *et al.*, 2015; Bowler *et al.*, 2019). En circunstancias de pastoreo moderado y disperso, los alcaudones dispondrían de superficies accesibles a su técnica de caza al acecho y se beneficiarían, además, del incremento de potenciales presas asociadas al ganado y sus excrementos (Geiger *et al.*, 2010; Šálek *et al.*, 2020).

Esta interpretación de los resultados pudiera explicar la desaparición de la especie en muchas zonas como consecuencia de la reorganización del sector agropecuario del

País Vasco atlántico. Desde el pasado siglo, se ha producido una pérdida de las pequeñas explotaciones ganaderas dispersas por el territorio que ha podido tener dos consecuencias importantes sobre la disponibilidad de hábitat para el alcaudón. En primer lugar, se produjo el abandono de los pequeños prados de siega y diente, muchos de los cuales fueron sustituidos por plantaciones de pinos y eucaliptos. El incremento generalizado de la cobertura forestal y la transformación de los setos arbustivos a arbóreos, junto con la urbanización de los fondos de valle, ha dado lugar a la reducción y fragmentación de los terrenos potencialmente aptos para la especie (Figura 1). En segundo lugar, durante las últimas décadas se ha producido en la región un importante descenso del número de explotaciones dedicadas a la producción de ganado bovino (-28%) acompañado por un incremento del número de cabezas de ganado por explotación (+32%) (Eustat, periodo 2009-2020). En este escenario de pérdida paulatina de explotaciones ganaderas pequeñas y dispersas, y aparición de instalaciones dedicadas a la cría intensiva de ganado y al cultivo industrial del forraje, los potenciales sustratos de caza del alcaudón se convierten en grandes prados donde se deja crecer la hierba para, posteriormente, segarla y ensilarla mecánicamente en intervenciones rápidas y simultáneas. Estos cultivos de hierba han disminuido la disponibilidad de sustratos despejados, con desigual desarrollo de la cobertura herbácea, donde el alcaudón dorsirrojo podía cazar a lo largo de toda la primavera. Es evidente que esta interpretación requiere validar la hipótesis de que los alcaudones dorsirrojos son más eficientes alimentándose en un teselado de sustratos despejados que pueden rastrear alrededor del nido.

Detectabilidad imperfecta y ocupación

Los resultados indican una detectabilidad de la especie relativamente alta, con una probabilidad de registrarla cuando realmente está presente del 68% en cada visita. En cualquier caso, queda patente la infraestima del rango de distribución si no se tiene en cuenta esta situación y se muestrea cada localidad tan solo una vez. Cabe destacar que, incluso considerando todas las visitas a cada cuadrícula, fuimos capaces de confirmar su presencia tan solo en 197, un 6% menos de las cuadrículas ocupadas según el modelo jerárquico de ocupación (236 celdas ocupadas).

Esta detectabilidad relativamente alta permitiría confirmar la presencia o ausencia de la especie con un número relativamente bajo de visitas repetidas, alcanzando un 90% de probabilidad de detectar la especie cuando realmente está presente con dos visitas (Figura 2D). Sin embargo, es necesario indicar que en nuestro análisis asumimos una detectabilidad homogénea tanto entre sitios como entre visitas. Esta homogeneidad es más que cuestionable, ya que factores como las características del hábitat (sitios) o las condiciones climáticas en los diferentes muestreos repetidos (visitas), suelen afectar a la detectabilidad de las especies (MacKenzie *et al.*, 2017). En cualquier caso, los

modelos jerárquicos permiten acomodar heterogeneidad en la detectabilidad por medio de covariables predictoras (Tyre *et al.*, 2003) u otros factores como la propia abundancia de la especie (Royle y Nichols, 2003). Aunque sería necesario un estudio más pormenorizado para atender estas cuestiones, queda patente la utilidad de estas aproximaciones en el diseño de programas de monitorización ya que permiten optimizar el esfuerzo de muestreo por medio de la estima de la detectabilidad de las especies (Kéry y Schmid, 2004).

Por último, cabe destacar el eficiente uso de toda la información recabada durante los muestreos por parte de los modelos jerárquicos de ocupación. Estos modelos no precisan de visitas repetidas en absolutamente todos nuestros lugares de muestreo, sino que se bastan de la información recabada en unos cuantos lugares para estimar la detectabilidad y aplicarla al resto del área de estudio (MacKenzie *et al.*, 2002). Esto hace que no sea necesario descartar ningún muestreo por falta de visitas repetidas, aportando flexibilidad al diseño de los programas de seguimiento.

Tamaño de población y densidad

La población de alcaudones dorsirrojos estimada en Bizkaia (517 parejas) tiene un tamaño suficiente para evitar los riesgos de las poblaciones muy pequeñas (Frankham *et al.*, 2010), en especial si consideramos que no es una población cerrada, sino que está en comunicación con el resto de la población ibérica (Infante, 2022). Aunque llama la atención la concentración de contactos en algunas zonas (Figura 1B), este patrón no debiera relacionarse con algún problema de fragmentación o aislamiento si consideramos la capacidad de los alcaudones para rastrear los sectores adecuados donde reproducirse. Esta afirmación estaría avalada por su escasa filopatria (Lizarraga, 2003; Tryjanowski *et al.*, 2007), el activo papel de los inmigrantes en la configuración de sus poblaciones (Schaub *et al.*, 2013) y su homogeneidad morfológica (Cramp y Perrins 1993) y genética a nivel de toda Europa (Pârâu *et al.*, 2019).

La densidad observada en la campiña de Bizkaia (0,99 parejas/km² que podríamos asimilar a 1,98 aves adultas /km²) es baja si la comparamos con los datos disponibles de otras regiones y periodos del entorno ibérico. Por ejemplo, en el pasado se estimó su densidad en las campiñas costeras del País Vasco en 3,7-40 aves/ km² y en las subcantábricas en 8,3-11,5 aves/ km² (Fernández y Galarza, 1986; Galarza, 1987; Grandío y Belzunce, 1989; Nuevo, 1990; Tellería y Galarza, 1990) y en puntos de León se llegaron a documentar valores que oscilaban entre 5,6-30,4 aves/km² (Hernández, 1994). Lizarraga (2003) registra una media de 9,4 parejas/ km² en el área ocupada por la especie en Navarra, donde las densidades medias oscilan entre las 2,9 y 25,7 parejas/ km² según comarcas, mientras que Fombellida (2005) localizó 36 territorios seguros en un área de 10 km² de la montaña de Palencia (aprox. 7 individuos/km²). Es muy probable, sin embargo, que en un contexto de evolución numérica a la baja

(Tellería, 2018a; Infante, 2021), estas densidades sean menores actualmente. De hecho, el último atlas de las aves reproductoras de España (periodo 2014-2018) cita densidades medias comprendidas entre 1 y 2 aves/km² (0,5-1,0 parejas/km²) en los hábitats ocupados por la especie (Infante, 2022), siendo nuestros resultados similares. Considerando que la especie se distribuye ampliamente también por el resto de la geografía vasca, podríamos extrapolar nuestra estima poblacional al conjunto del País Vasco teniendo en cuenta la superficie de hábitat potencial, cuya población reproductora rondaría las 1.389 parejas (rango= 1.008-1.836), siendo esta cifra muy inferior a la estimada en el último Atlas de Aves nidificantes del País Vasco (20.000 individuos/ 10.000 parejas) (Galarza, 2023). Tomando nuestra estima como referencia, la población vasca habría mermado un 82,6% en las últimas tres décadas, si tenemos en cuenta que a finales del siglo pasado la población vasca se calculó en 8.000 parejas reproductoras, estima llevada a cabo a partir de las densidades conocidas y de la superficie de hábitat potencial (Galarza, 1996). A pesar de la diferente metodología utilizada, esta aparente reducción poblacional se asemeja al 75% de disminución estimada para el País Vasco mediante el programa Sacre en el periodo 1998-2016 (Escandell, 2017).

Éxito reproductor

El éxito reproductor y los factores que lo condicionan es un aspecto clave de la evolución numérica de cualquier población de organismos (Sibly y Hone, 2002). Bajas tasas reproductivas suelen ir acompañadas de procesos de declive que, de no remediarse, suelen dar lugar a eventos de extinción locales o regionales. Por eso, es interesante evaluar este rasgo en la población de alcaudones dorsirrojos de Bizkaia, una zona donde la especie ha sufrido una importante retracción numérica (Tellería, 2018a; Galarza, 2023). Esta puede deberse a una reducción del territorio disponible para la especie, como se ha argumentado arriba, pero también pudieran deberse a una pérdida de calidad del hábitat hoy ocupado que afectara a la capacidad de reposición numérica de la especie. En este sentido, es interesante resaltar que el éxito reproductivo medido por el número de pollos observados se relacionó positivamente con la cobertura de campiña (Tabla 1), un rasgo que destaca la importancia de la cantidad de hábitat y la concomitante disponibilidad de recursos sobre la productividad de la especie. Sin embargo, no hay ningún efecto del ganado, el componente “cualitativo” que favorecería la abundancia de comida y el consiguiente éxito reproductivo de cualquier especie (Martin, 1987).

La información obtenida en este estudio corresponde al número de pollos volantones que, tras abandonar el nido, son cebados por los adultos. El carácter estruendoso de las cebas los hace fácilmente localizables, pero no siempre es fácil detectar a todos los pollos presentes ni interpretar el significado de los grupos observados. Por ejemplo,

en León se ha observado la división de la prole entre machos y hembras en esta fase de dependencia (Hernández, 1993b) con lo que los grupos de jóvenes identificados pudieran no corresponder al conjunto de los pollos volados. Por eso, debemos tener cierta precaución al interpretar nuestros resultados (1,4 pollos por pareja y/o 1,9 pollos por pareja exitosa en la reproducción) como un reflejo exacto del éxito reproductivo. Estos datos son claramente inferiores a los referidos en la revisión de Hemerik *et al.* (2015) sobre 18 poblaciones europeas (ninguna ibérica) donde se registra un éxito medio de 2,82 pollos por puesta ($n=17$, rango 1,3-6,7), similar al observado en Navarra ($2,9 \pm 2,2$ pollos por puesta; Lizarraga, 2003).

Sin embargo, nos parece mucho más fiable el dato de que el 73 % de las parejas sacaran adelante algún pollo, un dato que reflejaría un éxito reproductivo equivalente al observado en poblaciones del entorno ibérico. Por ejemplo, en León se estimó que el porcentaje de puestas con éxito (vuela al menos un pollo) variaba entre el 44 y el 60% (Hernández, 1993b) y el porcentaje de puestas con éxito ascendió en Navarra al 67,1% con notables oscilaciones interanuales (Lizarraga, 2003). Podemos decir entonces que la reproducción mejora en las áreas cubiertas por grandes superficies de campiña y que, según estos datos, los alcaudones del área de estudio parecen presentar un éxito reproductivo similar al de otras poblaciones ibéricas. Es decir, los lugares que ocupan en Bizkaia parecen lo suficientemente adecuados para que la especie se reproduzca con normalidad. Hay que objetar, sin embargo, que esta evaluación del éxito reproductivo es muy limitada dado que ignora las diferencias en el número real de pollos volados.

Conclusiones

La evolución numérica del alcaudón dorsirrojo no parece ajena al impacto del despoblamiento rural y de la intensificación agrícola (Tellería *et al.*, 2020) que, desde hace décadas, afecta a muchas otras aves en Europa (Donald *et al.* 2001). Las causas pueden ser múltiples e interactuar a diferentes escalas (Rigal *et al.* 2023) por lo que han de analizarse detenidamente en las diferentes especies y escenarios ambientales. Los resultados de este estudio parecen apoyar la hipótesis de que la retracción del alcaudón dorsirrojo en Bizkaia se ha debido en parte a la reducción de superficie y cambios cualitativos de la matriz de prados y setos dedicada a la cría de ganado donde se reproduce (Llopis *et al.*, 2014). La cobertura de este hábitat y la presencia de ganado parecen ser los principales correlatos de la distribución de una especie cuyo vínculo con la heterogeneidad y abundancia de presas en los pastizales necesita ser analizada más detalladamente. Considerando su baja densidad en comparación con el pasado, pudiera concluirse que los lugares adecuados para la reproducción tienden a ser escasos dentro de la matriz de campiñas tradicionalmente utilizada por los alcaudones en el área de estudio. Su éxito reproductivo, medido a través del porcentaje de parejas

en las que vuela algún pollo, es similar al de otras zonas donde la especie abunda todavía por lo que puede concluirse que sus territorios de cría en Bizkaia presentan una calidad ambiental relativamente satisfactoria. Sin embargo, falta información sobre la producción de pollos por pareja que matice esta afirmación. Es decir, que evidencie si los lugares ocupados por los alcaudones en Bizkaia son tan adecuados para la reproducción como los existentes en otras áreas donde la especie no se ha retraído numéricamente y presenta aún altas densidades.

El problema de la conservación de los alcaudones dorsirrojos en Bizkaia parece radicar en la poca superficie del hábitat adecuado y el consiguiente pequeño tamaño de la población que, no siendo crítico, está muy por debajo de las cifras manejadas actualmente para la especie o estimadas para épocas pasadas. En este contexto, además de aumentar el conocimiento de los determinantes de su abundancia y éxito reproductivo, parece interesante realizar un seguimiento de la población para determinar si está estabilizada o continúa disminuyendo. Este objetivo parece relativamente fácil pues, como ilustra este trabajo, la alta detectabilidad de la especie favorece el control de sus efectivos con poco esfuerzo de muestreo.

Agradecimientos

Javier Fernández-López está financiado por un contrato Margarita Salas de la Unión Europea – Fondos NextGenerationEU a través de la Universidad Complutense. Muchas gracias a Mamen Pazo por autorizar la reproducción del dibujo de Ángel Domínguez que ilustra la figura 2 y a Kepa Aldama, Gorka Artiguez, Josu Ibarra, José Ángel Isasi y Aitor Urrutia por colaborar en el trabajo de campo. Rowan Hardman perfeccionó la versión en inglés del resumen. Emilio Barba y tres revisores anónimos mejoraron considerablemente una primera versión de este manuscrito.

Bibliografía

- Aseginolaza, C., Gómez, D., Lizaur, X., Montserrat, G., Morante, G., Salaverria, M. R., Uribe-Echebarria, P. M., 1989. Vegetación de la comunidad autónoma del País Vasco. Ed. Gobierno Vasco, Vitoria.
- Bowler, D. E., Heldbjerg, H., Fox, A. D., de Jong, M., Böhning-Gaese, K., 2019. Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. *Conserv. Biol* 33(5), 1120-1130.
- Cayuela, L., De la Cruz, M. 2022., Análisis de los datos ecológicos en R. Mundi Prensa, Madrid.
- Cramp, S., Perrins C. M., 1993. Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa, vol. VII. Oxford University Press, Oxford.

Donald, P. F., Green, R. E., Heath, M. F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc Biol Sci* 268, 25-29.

Escandell, V., 2017. Sacre. Tendencia de las Aves en primavera. Programas de Seguimiento de Avifauna y grupos de trabajo, 4-11. SEO BirdLife, Madrid.

Eustat. Instituto Vasco de Estadística. Gobierno Vasco. San Sebastián. Disponible en:º <https://www.eustat.eus>.

Fernández, A., Galarza, A., 1986. Estructura y estacionalidad de las comunidades de aves de distintos medios del tramo costero del País Vasco. *Bol. Est. Central Ecol.* 29, 59-66.

Fiske I., Chandler R., 2011. Unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software* 43(10), 1-23. Disponible en: <https://www.jstatsoft.org/v43/i10/>

Fombellida, I., 2005., Muestreo de la población de alcaudón dorsirrojo (*Lanius collurio*) en Cervera de Pisuerga (Palencia, N de España), verano de 2000. En: Jubete, F. (Ed.). Anuario ornitológico de Palencia (1998-2001), 297-302. Asociación de Naturalistas Palentinos, Palencia.

Fox J, Bouchet-Valat, M., 2022. *Rcmdr: R Commander*. R package version 2.8-0. Available from: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Misc/Rcmdr/>

Frankham, R., Ballou, J. D., Briscoe, D. A., 2010. Introduction to conservation genetics. Cambridge University Press, Cambridge, UK. Available from: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511809002>

Fuhlendorf, S. D., Harrell, W.C., Engle, D.M. Hamilton, R.G., Davis, C.A., Leslie, D.M., 2006. Should heterogeneity be the basis for conservation? Grassland bird response to fire and grazing. *Ecological Applications* 16, 1706-1716.

Galarza, A. 1987., Descripción estacional de las comunidades de passeriformes en una campiña costera del País Vasco. *Munibe, Cienc. nat.* 39, 3-8.

Galarza, A. 1996., Distribución espacio-temporal de la avifauna en el País Vasco. Tesis Doctoral, Universidad del País Vasco.

Galarza, A., 2023. Antzandobi arrunta - Alcaudón dorsirrojo - *Lanius collurio*. En: Arizaga, J., Laso, M., Rodríguez-Pérez, J., Aizpurua, O., García-Serna, I., González, H., Olano, M., Webster, B., Belamendia, G., Zuberogoitia, I., Carrascal, L. M. (Eds.), *Euskadiko hegazti habiagileen atlasa / Atlas de aves nidificantes de Euskadi*, 220-221. Aranzadi Zientzia Elkartea, Donostia.

Geiger, F., Lubbe, S.C.T.M. Ven der, Brunsting, A. M. H., Snoo, G.R. de, 2010. Insect abundance in cow dung pats of different farming systems. *Entomologische Berichten* 70, 106-110.

Gobierno Vasco, 2020. Inventario Forestal CAE. Disponible en: <https://www.euskadi.eus/mapa-forestal-cae-2021/web01-a3estbin/es/>

Goławski A., 2006. Impact of weather on partial loss of nestlings in the red-backed shrike *Lanius collurio* in eastern Poland. *Acta Ornithol* 41,15-20.

Grandío, J. M., Belzunce, J. A., 1989. Estructura estacional de las comunidades de Passeriformes en una marisma del País Vasco atlántico. *Munibe, Cienc. Nat.* 41, 47-58.

Hemerik, L., Geertsma, M., Waasdorp, S., Middelveld, R. P., van Kleef, H., Klok, T. C., 2015. Survival, reproduction, and immigration explain the dynamics of a local Red-backed Shrike population in the Netherlands. *J Ornithol* 156, 35-46.

Hernández, A., 1993a. Dieta de los pollos de tres especies simpátricas de alcaudones (*Lanius* spp.): variaciones con la edad, estacionales e interespecíficas. *Doñana, Acta Vertebrata* 20, 145-163.

Hernández, A., 1993b. Estudio comparado sobre la biología de la reproducción de tres especies simpátricas de alcaudones (real *Lanius excubitor*, dorsirrojo *L. collurio* y común *L. senator*). *Doñana, Acta Vertebrata* 20, 179-250.

Hernández, A., 1994. Selección de hábitat en tres especies simpátricas de alcaudones (real, *Lanius excubitor* L., dorsirrojo, *Lanius collurio* L. y común, *Lanius senator* L.): segregación interespecífica. *Ecología* 8, 395-413.

Hernández, A., 1995. Comportamiento de caza del alcaudón dorsirrojo en verano: variación en el método y en la frecuencia de ataques durante el día, y relación con la disponibilidad de presas. *Ardeola* 42, 91-95.

Hernández, A., 2003. Alcaudón Dorsirrojo *Lanius collurio*. En: Martí, R., Del Moral, J. C. (Eds.), *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, 530-531. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

Hernández, A., Purroy, F. J., Salgado, J. M., 1993. Variación estacional, solapamiento interespecífico y selección en la dieta de tres especies simpátricas de alcaudones (*Lanius* spp.). *Ardeola* 40, 143-154.

Hohenlohe, P. A., Funk, W. C., Rajora, O. P., 2021. Population genomics for wildlife conservation and management. *Mol. Ecol.* 30(1), 62-82.

Hušek, J., Adamík, P., 2008. Long-term trends in the timing of breeding and brood size in the Red-Backed Shrike *Lanius collurio* in the Czech Republic, 1964-2004. *J. Ornithol.* 149, 97-103.

Infante, O., 2021. Alcaudón dorsirrojo, *Lanius collurio*. En: López-Jiménez, N. (Ed.): *Libro Rojo de las Aves de España*, 125-136. SEO/BirdLife, Madrid.

Infante, O., 2022. Alcaudón dorsirrojo, *Lanius collurio*. En: Molina, B., Nebreda, A., Muñoz, A.R., Seoane, J., Real, R., Bustamante, J., Moral, J.C. del (Eds.): *III Atlas de las aves en época de reproducción en España*. SEO/BirdLife, Madrid. Disponible en: <https://atlasaves.seo.org/ave/alcaudon-dorsirrojo/>

Karger, D. N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N. E., Linder, H. P., Kessler, M., 2017. Data from: Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. Dryad Digital Repository. <https://doi.org/10.5061/dryad.kd1d4>

Kéry, M., Schmid, H., 2004. Monitoring programs need to take into account imperfect species detectability. *Basic Appl. Ecol.* 5(1), 65-73.

Lizarraga, A., 2003. Ecología reproductiva del alcaudón dorsirrojo (*Lanius collurio* L.) en Navarra. Tesis Doctoral. Universidad de Navarra, Pamplona.

Llopis, F., Galarza, A., Arizaga, J., 2014. Características y localización del nido del alcaudón dorsirrojo *Lanius collurio* L., 1758 en un paisaje de campiña en la costa vasca. *Munibe, Cienc. Nat.* 62, 103-115.

MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Andrew Royle, J., Langtimm, C. A., 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8), 2248-2255.

MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L., Hines, J. E., 2017. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier, San Diego, USA.

Martin, T. E., 1987. Food as a limit on breeding birds: a life-history perspective. *Annu Rev Ecol Syst* 18(1), 453-487.

Morris, M. G., 2000. The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biol Conserv* 95, 129-142.

Nuevo, J. A., 1990. Avifauna nidificante de los medios agrícolas de la provincia de Álava. *Est. Mus. Cienc. Nat. de Álava* 5, 137-145.

O'Bryan, C. J., Allan, J. R., Holden, M., Sanderson, C., Venter, O., Di Marco, M., Watson, J. E., 2020. Intense human pressure is widespread across terrestrial vertebrate ranges. *Glob. Ecol. Conserv.* 21, e00882.

Pârâu, L. G., Frias-Soler, R. C., Wink, M., 2019. High genetic diversity among breeding Red-Backed Shrikes *Lanius collurio* in the Western Palearctic. *Diversity* 11, 31.
<https://doi.org/10.3390/d11030031>

Pedersen, L., Onrubia, A., Vardanis, Y., Barboutis, C., Waasdorp, S., van Helvert, M., Geertsma, M., Ekberg, P., Willemoes, M., Strandberg, R., Matsyna, E., Matsyna, A., Klaassen, R.H.G., Alerstam, T., Thorup K., Tøttrup, A.P., 2020. Remarkably similar migration patterns between different red-backed shrike populations suggest that migration rather than breeding area phenology determines the annual cycle. *J. Avian Biol* 51(10).
<https://doi.org/10.1111/jav.02475>

Pollock, K. H., Nichols, J. D., Simons, T. R., Farnsworth, G. L., Bailey, L. L., Sauer, J. R., 2002. Large scale wildlife monitoring studies: statistical methods for design and analysis. *Environmetrics* 13, 105-119.

Rigal, S., Dakos, V., Alonso, H., Auni š, A., Benk, Z., Brotons, L., ... & Devictor, V., 2023. Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *PNAS* 120(21), e2216573120. Available from: <https://www.pnas.org/doi/10.1073/pnas.2216573120>

Royle, J. A., Nichols, J. D., 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology* 84(3), 777-790.

Šálek, M., Brlík, V., Kadava, L., Praus, L., Studecký, J., Vrána, J., Gamero, A., 2020. Year-round relevance of manure heaps and its conservation potential for declining farmland birds in agricultural landscape. *Agric Ecosyst Environ* 301, 107032.

Schaub, M., Jakober, H., Stauber, W., 2013. Strong contribution of immigration to local population regulation: evidence from a migratory passerine. *Ecology* 94, 1828-1838.

Sibly, R. M., Hone, J., 2002. Population growth rate and its determinants: an overview. *Philos. Trans. R Soc Lond, B, Biol Sci* 357(1425), 1153-1170.

Strebel G., Jacot A., Horch P., Spaar R., 2015. Effects of grassland intensification on Whinchats *Saxicola rubetra* and implications for conservation in upland habitats. *Ibis* 157, 250-259.

Tellería, J. L., 2018a. Old counts suggest the collapse of two Red-backed Shrike *Lanius collurio* populations. *Ardeola* 65, 283-290.

Tellería, J. L., 2018b. Distribution of the Red-backed Shrike *Lanius collurio* at its western range boundary: patterns and conservation prospects. *Ardeola* 65, 221-233.

Tellería, J. L., Galarza, A., 1990. Avifauna y paisaje en el norte de España: efecto de las repoblaciones con árboles exóticos. *Ardeola* 37, 229-245.

Tellería, J. L., Lizarraga, A., Hernández, A., 2020. Alcaudón dorsirrojo - *Lanius collurio*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. López, P., Martín, J., Moreno-Rueda, G. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>

Tellería, J. L., Ramírez, A., Galarza, A., Carbonell, R., Perez-Tris, J., Santos, T., 2008. Geographical, landscape and habitat effects on birds in Northern Spanish farmlands: implications for conservation. *Ardeola* 55(2), 203-219.

Tøttrup, A. P., Pedersen, L., Onrubia, A., Klaassen, R. H., Thorup, K., 2017. Migration of red-backed shrikes from the Iberian Peninsula: optimal or sub-optimal detour?. *J. Avian Biol* 48, 149-154.

Tryjanowski, P., Goławski, A., Ku niak, S., Mokwa, T., Antczak, M., 2007. Disperse or stay? Exceptionally high breeding-site infidelity in the red-backed shrike *Lanius collurio*. *Ardea* 95, 316-320.

Tuanmu, M. N., Jetz, W., 2014. A global 1-km consensus land-cover product for biodiversity and ecosystem modelling. *Glob Ecol Biogeogr* 23(9), 1031-1045.

Tyre, A. J., Tenhumberg, B., Field, S. A., Niejalke, D., Parris, K., Possingham, H. P., 2003. Improving precision and reducing bias in biological surveys: estimating false-negative error rates. *Ecol. Appl.* 13(6), 1790-1801.

Venter, O., Sanderson, E. W., Magrach, A., Allan, J. R., Beher, J., Jones, K. R., Possingham, H.P., Laurance, W.F., Wood, P., Fekete, B.M., Levy, M.A., Watson, J. E., 2016a. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nat. Commun.* 7(1), 12558.

Venter, O., Sanderson, E. W., Magrach, A., Allan, J. R., Beher, J., Jones, K. R., Possingham, H.P., Laurance, W.F., Wood, P., Fekete, B.M., Levy, M.A., Watson, J. E., 2016b. Global terrestrial Human Footprint maps for 1993 and 2009. *Scientific data* 3(1), 1-10.

Vickery, J. A., Tallowin, J. R., Feber, R. E., Asteraki, E. J., Atkinson, P. W., Fuller, R. J., Brown, V. K., 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *J. Appl. Ecolol.* 38(3), 647-664.

Wilson, B. S., Jensen, W. E., Houseman, G. R., Jameson, M. L., Reichenborn, M. M., Watson, D. F., Morpew, A.R., Kjaer, E. L., 2022. Cattle grazing in CRP grasslands during the nesting season: effects on avian abundance and diversity. *J. Wildl. Manag.* 86(2), e22188.

Worfolk, T., 2008. Family Laniidae (Shrikes). En: del Hoyo, J., Elliot, A., Christie, D.A. (Eds.), *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 13, 732-796. Penduline-tits to Shrikes, Lynx Edicions, Barcelona.



Fecha de recepción / Date of reception: 13/06/2023

Fecha de aceptación / Date of acceptance: 05/11/2023

Editor Asociado / Associate editor: Emilio Barba