



Comportamiento espacial de depredadores translocados para control biológico: el caso del zorro rojo en el sureste ibérico

Roberto Pascual-Rico^{1,*} , Rubén Palomar Rodríguez² , José Antonio Martínez García³

(1) Grupo Sanidad y Biotecnología (SaBio). Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC), UCLM-CSIC-JCCM, Ronda de Toledo, S/N, 13071 Ciudad Real, España.

(2) Técnico de campo en estudios de fauna para FS-Idea: consultoría y proyectos, C/ Santa Elena 20, 1ªA, 02520 Chinchilla (Albacete), España.

(3) Técnico Gestión, Unidad Técnica de Caza y Pesca Fluvial. Subdirección General de Política Forestal, Caza y Pesca Fluvial. Dirección General del Medio Natural. Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca, Medio Ambiente y Emergencias. Plaza Juan XXIII s/n 30008 Murcia. España.

* Autor de correspondencia: R. Pascual-Rico [roberto.pascual@uclm.es]

> Recibido el 10 de junio de 2022 - Aceptado el 03 de enero de 2023

Como citar: Pascual-Rico, R., Palomar Rodríguez, R., Martínez García, J.A. 2023. Comportamiento espacial de depredadores translocados para control biológico: el caso del zorro rojo en el sureste ibérico. *Ecosistemas* 32(2): 2409. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2409>

Comportamiento espacial de depredadores translocados para control biológico: el caso del zorro rojo en el sureste ibérico

Resumen: Dadas las demandas sociales actuales, como estrategias de gestión para la mitigación de conflictos se buscan herramientas con el menor impacto posible al entorno y relacionadas con el funcionamiento de los ecosistemas, como es por ejemplo el control biológico. En el presente trabajo se analizó el comportamiento espacial de zorros rojos (*Vulpes vulpes*) que fueron marcados con collares GPS y liberados en un lugar distinto al de su captura, con el objetivo de reducir la población de conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*) en un entorno agrícola. El resultado de los seguimientos mostró que el 47.1% de los zorros translocados abandonaron el área de estudio en un plazo medio de 12.6 ± 13.7 días, el 35.3% cesó inesperadamente su señal GPS, el 12.5% murió a los pocos días de su liberación y tan sólo uno se quedó en el área en que fue liberado (no translocado). Los ejemplares marcados mostraron una actividad principalmente nocturna y crepuscular, variando entre las distintas estaciones del año. El área de campeo promedio estimada fue de 44.3 ± 56.2 km², y el núcleo de uso fue de 9.7 ± 14.8 km². El 49.2% de las localizaciones fueron en zonas de uso agrícola, un 46.6% en zonas de vegetación natural, y un 4.2% sobre suelo urbano-industrial. Aunque los resultados sugieren que las translocaciones no fueron una medida efectiva para reducir las poblaciones de conejo, han permitido recopilar información sobre el comportamiento espacial del zorro en el sureste ibérico, un entorno altamente antropizado de paisajes transformados.

Palabras clave: Control biológico; GPS; desplazamiento; *Vulpes vulpes*

Spatial behaviour of the red fox in the Iberian southeast: analysis of translocations as biological control tool

Abstract: Due to the current social demands regarding wildlife management in relation to conflict mitigation, strategies are focused on low impact to the environment and ecosystem functioning based, such as biological control. In this study, we analysed the spatial behaviour of red foxes (*Vulpes vulpes*), tracked with GPS collars and that were released in a different place where they were captured, with the aim of reducing the population of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in an agricultural environment. The result of the monitoring showed that 47.1% of the translocated foxes left the study area within an average of 12.6 ± 13.7 days, 35.3% unexpectedly ceased their GPS signal, 12.5% died within a few days of release and only one remained in the area where it was released (not translocated). The tracked individuals showed mainly nocturnal and twilight activity, varying among seasons. The estimated mean home range area was 44.3 ± 56.2 km², and the core of use was 9.7 ± 14.8 km². 49.2% of the locations were in areas of agricultural use, 46.6% in areas of natural vegetation, and 4.2% on urban-industrial land. Although our results suggest that translocations were not an effective measure to reduce rabbit populations, they have made it possible to gather information on the spatial behaviour of the fox in the Iberian southeast, a highly anthropized environment of transformed landscapes.

Keywords: Biological control; GPS; displacement; *Vulpes vulpes*

Introducción

Los conflictos entre las actividades humanas y la fauna silvestre, como las colisiones de tráfico con los ungulados silvestres, o los daños agrícolas causados por especies herbívoras (Carpio et al. 2020), han aumentado su relevancia durante las últimas décadas, y las perspectivas futuras sugieren que este tipo de conflictos continuarán con la misma tendencia los próximos años (Apollonio et al. 2010). Esto es debido, entre otros factores, al proceso de “re-asilvestramiento” (*rewilding* en inglés) del medio que se está dando en países desarrollados de Europa y Norteamérica (Navarro y Pereira

2015). Este proceso es consecuencia de los cambios sociales y de gestión del territorio que se han dado en estos países, destacando el abandono rural, la reducción en la persecución directa (*i. e.*, caza), la escasez o ausencia de depredadores en el ecosistema, y la reducción o intensificación de la agricultura (*i. e.*, transformación a regadío; Navarro y Pereira 2015; Stoate et al. 2009).

Así, muchas especies de fauna han ampliado su área de distribución y su abundancia al tener mayor y mejor acceso a recursos (Apollonio et al. 2010). Por ejemplo, algunas aves como las cigüeñas blancas (*Ciconia ciconia*) han incrementado su población modificando su patrón migratorio y aprovechando los vertederos como

fuelle de alimento (Pineda-Pampliega et al. 2021); o bien, especies de ungulados silvestres que se han expandido debido al aumento de hábitat disponible por el abandono rural, la ausencia de depredadores (Apollonio et al. 2010), y facilitado en algunos casos por translocaciones (Serrano et al. 2002). Estas translocaciones consisten en trasladar ejemplares de una población estable a un área en la que está ausente o su abundancia es muy baja, generalmente con el objetivo de mejorar el estatus de conservación de la especie y/o restaurar la función ecológica (Armstrong y Seddon 2008).

Con el objetivo de eliminar o mitigar algunos de esos conflictos emergentes, especialmente aquellos que afectan a zonas agrarias, se emplean medidas de gestión cuya efectividad puede variar según las circunstancias (Pascual-Rico et al. 2021). Entre las más comunes destacan las batidas de caza para reducir las poblaciones de especies cinegéticas que ocasionan daños (Enoki et al. 2016), la instalación de vallas para impedir el acceso de los animales (Hildreth et al. 2012), el uso de aportes suplementarios (Pascual-Rico et al. 2018), o de repelentes (Schlageter y Haag-Wackernagel 2012) para modificar su comportamiento.

Actualmente, cuando se pretende aplicar una medida de gestión, se considera la aceptación social y la opinión de los agentes implicados en el manejo de las especies afectadas, como agricultores, cazadores o asociaciones naturalistas (Baynham-Herd et al. 2020). En este escenario actual, están ganando peso las medidas menos agresivas con el entorno y relacionadas con el funcionamiento natural de los ecosistemas, como es por ejemplo el control biológico. Esta técnica es una medida de gestión que consiste en el manejo de especies que están ocasionando un perjuicio a alguna actividad humana, apoyando poblaciones de depredadores, parásitos o patógenos con capacidad para controlar las poblaciones de aquellas especies que producen daños (Begg et al. 2017).

Generalmente, el control biológico se ha empleado para disminuir poblaciones de especies de invertebrados (Waage 2012). No obstante, también existen ejemplos de control biológico de mamíferos con depredadores, que han tenido cierto éxito en su desarrollo, como el empleo de aves rapaces para reducir la población de roedores (Labuschagne et al. 2016). Además, el control biológico también supone un ahorro económico, ya que se reducen los gastos asociados a las medidas de gestión más clásicas, como la caza o la instalación y mantenimiento de vallas (Cooke et al. 2013). Sin embargo, estos métodos de control biológico han demostrado también tener riesgos para ecosistemas enteros, como por ejemplo sucedió con la introducción del virus de la mixomatosis en el conejo de monte en distintas partes del planeta (Angulo y Cooke 2002; Fenner y Fantini 1999), incluyendo la península ibérica (Aparicio et al. 2006). Por ello se siguen buscando otras alternativas con menos riesgos (Barratt et al. 2010).

En la península ibérica existe una situación paradójica con el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*). A pesar del declive poblacional debido a la pérdida de hábitat y la aparición de las enfermedades víricas (Delibes-Mateos et al. 2009), en algunos puntos concretos del territorio, el conejo ha experimentado un incremento muy acusado, aumentando los daños agrícolas (Delibes-Mateos et al. 2020). En estas áreas, los gobiernos regionales pueden declarar los municipios afectados en estado de "emergencia cinegética", promoviendo un control intensivo de los conejos por parte de cazadores (BORM, nº53, de 5 de marzo de 2019 (Murcia 2019); nº64, de 17 de marzo de 2020 (Murcia 2020a)).

A pesar de que la caza ha sido la principal forma de control de las poblaciones de conejo de monte, ya existen ejemplos de su control biológico llevados a cabo en áreas donde la especie ha sido introducida y causa importantes daños. En Australia se introdujo el virus causante de la mixomatosis en 1950, y la enfermedad hemorrágica vírica en 1995 para reducir su población (Fenner y Fantini 1999; Pedler et al. 2016). Hoy en día algunas administraciones españolas han comenzado a estudiar otras medidas de mayor aceptación social y menor coste que ayuden al control poblacional del conejo. Una de ellas es potenciar la comunidad de depredadores, que generalmente se encuentra empobrecida a causa de la presión antrópica y la persecución directa durante décadas (Ferrer y Negro

2004). Este es el caso de la Región de Murcia (sureste de la península ibérica), que en 2020 decidió evaluar cómo respondían ejemplares de zorro rojo (*Vulpes vulpes*) translocados a una zona en la que su presencia era escasa (com. pers. y datos propios) para tratar de reducir la población de conejo mediante depredación.

El zorro es un cánido de tamaño medio (3.1- 8.6 kg) nativo de la península ibérica, que puede encontrarse en todos los continentes excepto Sudamérica y la Antártida. Presenta una gran plasticidad ecológica (López-Martín y Salvador Milla 2017), pudiendo encontrarse tanto en entornos naturales como urbanos (Jankowiak et al. 2016). Su abundancia es muy variable, y depende entre otros factores de la calidad del hábitat, la alimentación y la gestión de sus poblaciones (*i.e.*, caza) (Heydon y Reynolds 2000). A su vez, estos mismos factores también están relacionados con las áreas de campeo, que pueden ser muy variables (Lucherini y Lovari 1996; Meia y Weber 1993), ocupando desde 40 ha hasta más de 4000 ha (Marks y Bloomfield 2006; Voigt y Macdonald 1984). La especie presenta una actividad principalmente nocturna durante todo el año (Kämmerle et al. 2020). En relación a su dieta se le considera omnívora y oportunista (López-Martín y Salvador Milla 2017). Puede consumir conejo como presa principal cuando es abundante, pero puede alimentarse de otros recursos alternativos cuando éste reduce su abundancia, por ejemplo a causa de alguna de las enfermedades víricas (Delibes-Mateos et al. 2008). Durante la segunda mitad del siglo XX se realizaron experimentos en los que translocaban ejemplares de esta especie en Estados Unidos y Suecia (Andrews et al. 1973; Marcstrom 1968). Sin embargo, las condiciones en las que se pretende desarrollar el presente experimento difieren de los ya realizados, ya que es en una zona con una importante actividad humana, clima mediterráneo y alta abundancia de conejo como principal recurso trófico.

El principal objetivo del estudio es analizar el comportamiento espacial de los zorros translocados en la región de Murcia. En este trabajo exponemos los resultados preliminares del comportamiento espacial que mostraron los zorros translocados y discutimos las posibles implicaciones que estos resultados tienen en la aplicación de medidas de control biológico para la mitigación de daños.

Material y métodos

Área de estudio

El área del experimento fue el paraje Campotéjar, ubicado al oeste del término municipal de Molina de Segura de la Región de Murcia (Figs. 1A y B). Dicho término municipal tiene una superficie total de 169.5 km². De acuerdo con el mapa de los usos del suelo CORINE Land Cover (CLC 2018 CC-BY 4.0; scne.es) de la Agencia Europea de Medio Ambiente (<https://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover>), el 64.4% del territorio corresponde a zonas agrícolas, principalmente de frutales (26.5% del total); y un 14.8% a áreas urbano-industriales. Un 20.8% del territorio son zonas de vegetación natural, predominando el pastizal y vegetación esclerófila. Presenta un clima mediterráneo seco, con una precipitación media de 301 mm al año.

La alta ocupación humana del área de estudio (415 habitantes/km²) y las actividades desarrolladas ha llevado a que actualmente el municipio se encuentre fragmentado por vías de comunicación, instalaciones industriales (tanto en uso como abandonadas) y terrenos sin un uso concreto, pero sobre los que se iniciaron obras, quedando modificados (*e.g.*, Giménez García et al. 2018; Heider et al. 2018; <https://federmolina.es/edusi-molina-2020/>).

Además del área del experimento, debemos mencionar que contamos con áreas de captura y áreas de control. Las áreas de captura estaban distribuidas por los municipios de Mula, Mazarrón y Totana (Tabla 1), y en ellas los ejemplares eran capturados y translocados hasta el área del experimento para su marcaje y suelta. Las áreas de control, distribuidas en los mismos municipios que las de captura, estaban destinadas a la captura, marcaje y suelta de ejemplares en el lugar de la captura, sin translocarlos para usarlos como individuos control.

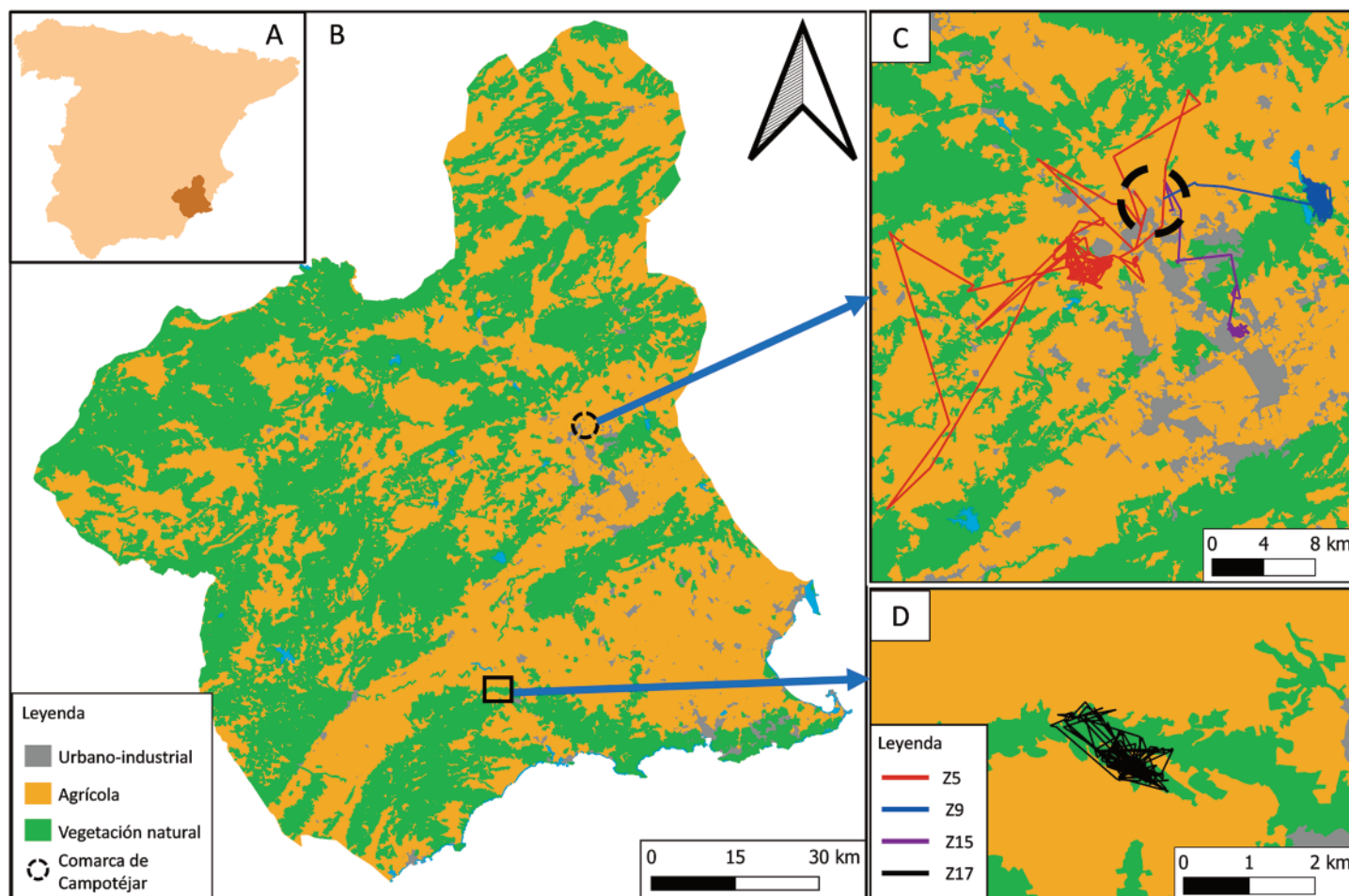


Figura 1. (A) Ubicación de la Región de Murcia en España. (B) Usos del suelo y localización del del paraje Campotéjar en la Región de Murcia. (C) Área del experimento de translocación y movimientos realizados por los animales Z5, Z9, Z15. (D) Área de control y movimientos realizados por el animal Z17.

Figure 1. (A) Murcia Region in Spain. (B) Land use and Campotéjar area location in Murcia Region. (C) Experimental translocation area and trajectories of animals Z5, Z9, Z15. (D) Control area and trajectories of animal Z17.

Captura y marcaje

La captura y marcaje de los zorros contó con la autorización de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente de la Región de Murcia. Para ello se emplearon métodos homologados (trampas Collarum). La colocación de los collares se realizó mediante sujeción física del animal por al menos tres personas, entre las que estaba presente un veterinario para garantizar el bienestar del animal, y encargarse de determinar el sexo y la edad visualmente (Roulichová et al. 2007). Se marcaron con dispositivos de telemetría (collares GPS; Digitanimal S.L.), que emplean la red de cobertura Sigfox para transmitir la información. Los collares registraban la localización GPS de los zorros marcados cada hora (si disponían de cobertura de posicionamiento adecuada).

Las capturas se realizaron durante todo el periodo de estudio en las áreas de captura, desde septiembre de 2020 hasta febrero de 2022, exceptuando los meses en los que están en plena reproducción (entre marzo y junio) para no afectar a las crías. En total se marcaron 17 zorros (11 machos y 6 hembras), 16 de los cuales fueron en áreas de captura. A pesar del esfuerzo, únicamente un ejemplar, Z17, fue capturado y marcado en el área control (i.e., no fue translocado; Tabla 1). 11 animales capturados fueron mayores de dos años y 6 entre uno y dos años (Tabla 1). Las capturas se realizaban durante la madrugada, y las sueltas por la tarde de ese mismo día, por lo que el tiempo desde la captura a la suelta no alcanzaba nunca las veinticuatro horas. La distancia promedio de las translocaciones fue de 51.8 ± 14.0 km (rango: 15.3 - 59.8 km) desde el punto de captura al de suelta.

Análisis del comportamiento espacial

Para conocer el comportamiento espacial del zorro se analizaron las localizaciones GPS de los collares y la actividad diaria (distancia entre dos puntos cada hora, la distancia acumulada diaria y la distancia durante el día y la noche), el área de campeo (basadas en las estimas de densidad kernel, KDE por sus siglas en inglés), y los usos del suelo que ocupa basándonos en la capa Corine Land Cover (CLC 2018 CC-BY 4.0; scne.es), desarrollado por la Agencia Europea de Medio Ambiente (<https://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover>).

Clasificamos visualmente el comportamiento de los zorros marcados siguiendo lo propuesto por Teitelbaum y Mueller (2019) en: 1) residentes si los desplazamientos se concentraban en puntos revisitados de forma frecuente y un solapamiento elevado en el área usada; o 2) en nómadas cuando los desplazamientos son irregulares en el tiempo y/o la dirección, contribuyendo a una estimación del área de campeo significativamente mayor en comparación con los residentes.

Actividad diaria

Se estimó la actividad diaria de los zorros en función de la distancia promedio recorrida entre dos posiciones consecutivas tomadas con una hora de diferencia. Únicamente se consideraron aquellas posiciones registradas con una diferencia de 60 ± 5 minutos entre la siguiente posición (problemas de cobertura impidieron disponer de todas las posiciones previstas, $n=12.015$). Se asignó la distancia calculada a la hora registrada para la segunda localización, sin considerar los minutos. También se estimó la distancia

Tabla 1. Resumen de la información espacial recogida y analizada de los zorros marcados con collares GPS. Posiciones indica el número de coordenadas recogidas para cada individuo hasta la fecha 23/11/2020 o hasta que dejó de emitir el collar. M: macho; H: hembra. Edad, en años. Días indica el número de días de seguimiento de cada zorro. Las distancias (Dist.) están expresadas en m (\pm desviación estándar), y la velocidad promedio en m/h. * indica el ejemplar de la zona control, no translocado.

Table 1. Summary of spatial information collected and analysed from GPS-collars tracked foxes. Posiciones indicates the number of locations for each individual until the date 11/23/2020 or until the collar ceased to be issued. M: male; H: female. Edad, in years. Días indicates the number of days of monitoring by fox. Distances (Dist.) are expressed in m (\pm standard deviation), and the average speed in m/h. * indicates the specimen from the control zone, not translocated.

Zorro	Municipio de origen	Sexo	Edad	Posiciones	Días	Dist. Diaria (m)	Dist. máx. diaria (m)	Velocidad (m/h)
Z1	Mula	M	1	122	52	397.6 \pm 629.5	3058.2	66.4 \pm 82.9
Z2	Mula	M	1	2590	336	1104.8 \pm 866.6	5695.2	78.5 \pm 110.5
Z3	Mazarrón	M	2	2480	367	1818.0 \pm 1213.3	5064.2	75.1 \pm 124.2
Z4	Totana	H	1	-	-	-	-	-
Z5	Mazarrón	M	2	1000	114	2122.7 \pm 1791.6	11118.5	101.0 \pm 147.1
Z6	Mazarrón	M	2	280	28	2173.2 \pm 2403.7	7948.4	99.3 \pm 207.8
Z7	Mazarrón	M	>2	2199	122	737.1 \pm 674.4	3027.1	30.4 \pm 50.3
Z8	Mazarrón	H	>2	1672	340	796.4 \pm 1033.4	7223.4	84.0 \pm 116.5
Z9	Mazarrón	M	>2	259	103	805.0 \pm 1011.9	3733.9	182.6 \pm 274.5
Z10	Mazarrón	H	>2	1675	167	747.5 \pm 636.4	2870.8	49.6 \pm 76.7
Z11	Mazarrón	H	>2	61	9	1169.7 \pm 1192.0	3041.3	66.6 \pm 87.9
Z12	Mazarrón	M	>2	-	-	-	-	-
Z13	Mazarrón	M	>2	424	84	1185.1 \pm 1535.8	7096.9	57.5 \pm 116.1
Z14	Mazarrón	H	>2	232	63	558.8 \pm 1164.3	5573.5	40.5 \pm 82.4
Z15	Mazarrón	M	>2	441	126	811.1 \pm 886.4	8228.4	29.7 \pm 52.6
Z16	Mazarrón	H	>2	80	11	3502.4 \pm 2722.3	8963.5	99.8 \pm 279.9
Z17*	Mazarrón	M	>2	409	70	153.1 \pm 292.9	1683.6	51.5 \pm 87.5

diaria mínima recorrida por los zorros sumando las distancias horarias acumuladas por día. Esta distancia es una medida conservadora de desplazamiento debido a que se calcula a partir las posiciones registradas en línea recta y no tenemos información de los desplazamientos reales, más sinuosos (Palencia et al. 2019).

Para determinar los patrones de actividad diaria en función de la luz solar (diurno/nocturno), se tomaron las horas de amanecer y anoecer de acuerdo con el Tiempo Universal Coordinado (UTC, por sus siglas en inglés) de los días centrales de cada estación. De esta forma se asignó al invierno las horas de amanecer/anoecer del 15 de febrero: 6:54/17:43 horas; a la primavera el 15 de mayo: 5:55/20:08 horas; al verano el 15 de agosto: 5:20/18:58 horas; y al otoño el 15 de noviembre: 5:45/15:53 horas. Se consideró un margen de treinta minutos antes y después de las horas de amanecer y anoecer para asignar esas posiciones al crepúsculo.

Comparamos para todo el periodo de seguimiento la distancia recorrida calculada para cada hora de día frente a noche aplicando un test no paramétrico de Wilcoxon para dos muestras.

Con el objetivo de evaluar si los patrones de actividad diario cambiaban estacionalmente se compararon las distancias promedio entre estas posiciones cada hora con las 4 estaciones del año aplicando el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, y posteriormente la prueba *Post Hoc* de Tukey para detectar las diferencias entre pares.

Área de campeo

El área de campeo se estimó mediante el uso de polígonos de densidad kernel (Worton 1989). Estos polígonos definen las áreas de campeo formadas por "isopleas de probabilidad", que indican la probabilidad de hallar a un individuo en esa área en el periodo analizado. Se calcularon dos niveles, uno con la isoplea del 95% (KDE95), que define el tamaño total del área de campeo, y otro con la isoplea del 50% (KDE50), que constituye el núcleo de uso principal, de donde el animal obtiene principalmente los recursos necesarios para desarrollar su ciclo vital (Harris et al. 1990). Las áreas de campeo se calcularon para todo el periodo de seguimiento, y

estacionalmente, siempre y cuando el ejemplar alcanzara al menos treinta localizaciones o 60 días efectivos por estación.

Se estudió si los tamaños de las áreas de campeo de todo el periodo de seguimiento diferían entre machos y hembras, aplicando la prueba no paramétrica test de Wilcoxon. Se evaluaron diferencias en el tamaño de las áreas de campeo entre estaciones mediante la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis, y después se usó la prueba *Post Hoc* de Tukey para detectar diferencias entre pares. Para los cálculos se empleó el software R (<http://www.r-project.org/R>) y el paquete "adehabitatHR" (Calenge 2006). Comparamos también las áreas de campeo de los animales translocados y el no translocado mediante la prueba no paramétrica Wilcoxon para una muestra (Mangiafico 2016).

Uso del suelo

Calculamos la frecuencia del uso de los distintos tipos de suelo por los zorros cuantificando la proporción de posiciones en cada tipo de suelo frente al total de suelo disponible. De esta forma evaluamos si las posiciones de los zorros de distribuían en función de la disponibilidad de los usos del suelo, o bien tendrían a ocupar o evitar alguno de los usos del suelo. Para determinar el total de usos del suelo disponible se utilizó como medida el mínimo polígono convexo (MPC) de todas las localizaciones registradas de todos los zorros juntos, que fue un área de 1702.4 km² (Fig. A1). Después comparamos la proporción de posiciones en cada uso del suelo y la proporción de usos del suelo disponibles aplicando un test no paramétrico Wilcoxon para una muestra (Mangiafico 2016).

Agrupamos los usos del suelo de las categorías de la capa *Corine Land Cover* (CLC 2018 CC-BY 4.0; scn.es) en zonas urbano-industriales; zonas agrícolas, subdividida en tierras de labor, zonas agrícolas heterogéneas (cultivos en mosaico y con parches de vegetación natural) y frutales (incluyendo viñedos y olivares); y zonas de vegetación natural, subdividida en bosques de coníferas (pinas) y zonas de pastizal-matorral. Para realizar estos análisis espaciales se utilizó el sistema de información geográfica QGIS (<https://qgis.org>).

Resultados

Se recopilaban un total de 16 180 posiciones desde septiembre de 2020 hasta febrero de 2022, siendo el promedio de los días de seguimiento de 117.8 ± 119.8 . Dos de los animales translocados tuvieron un seguimiento de 2 y 8 días (Z12 y Z4, [Tabla A1](#)), por lo que fueron excluidos de los análisis. En el resto de ejemplares, los emisores GPS funcionaron adecuadamente durante el periodo de estudio, especialmente en aquellos animales que sobrevivieron más tiempo ($n=4$). En 6 casos se dejó de recibir información de algunos GPS habiendo transcurrido menos de 60 días efectivos por estación desde la suelta de forma repentina por motivos desconocidos, y en tan solo dos casos por la muerte del animal, de los que se pudo determinar la causa próxima. En un caso encontramos al animal atropellado en un camino secundario (Z6) y en otro atacado por perros en una finca privada (Z3).

Los animales translocados mostraron un desplazamiento nómada durante los primeros días desde su liberación (rango 2 - 52 días), como se muestra en la [Fig. 1C](#). Únicamente un zorro (Z17), marcado y liberado en el mismo punto mostró un comportamiento de residente desde su suelta ([Fig. 1D](#)). Seis de los individuos translocados se alejaron varios kilómetros del lugar de suelta, mostrando un comportamiento nómada durante un periodo de 12.6 ± 13.7 días de media, y finalmente se establecieron en un territorio

de forma residente. Cuatro de los 6 individuos se establecieron a una distancia media de 9.6 ± 4.6 km del punto de suelta. Mientras que dos individuos, Z2 y Z3, se establecieron en áreas mucho más distantes, de 16.7 km y 50.8 km al lugar de suelta, respectivamente.

Actividad diaria

Los zorros marcados mostraron un comportamiento principalmente nocturno, difiriendo significativamente la distancia recorrida cada hora entre el día y la noche (distancia promedio por hora durante el día: 43.1 ± 66.7 ; durante la noche: 90.3 ± 146.5 ; $W=7752074$, $p<0.001$), y reduciendo su movimiento durante las horas centrales del día ([Fig. A2](#)). Las distancias recorridas por hora difirieron significativamente en función de las estaciones ($\chi^2=18.7$, $gl=3$, $p<0.001$), detectándose que en primavera y verano la actividad fue más baja (58.3 ± 95.9 m y 54.7 ± 84.8 m respectivamente) que durante el otoño (72.9 ± 127.0 m; [Fig. 2](#) y [Fig. A3](#)). La distancia promedio recorrida en una hora en invierno fue de 68.2 ± 123.6 m, no difiriendo significativamente de las otras estaciones.

La distancia acumulada diaria que recorrieron los individuos marcados fue de 1.06 ± 1.22 km, con un máximo de 11.12 km en un solo día. La velocidad promedio fue de 56.7 ± 102.7 m/h, con un máximo de 1.83 km/h. En la [Tabla 1](#) se detallan estos valores para cada zorro.

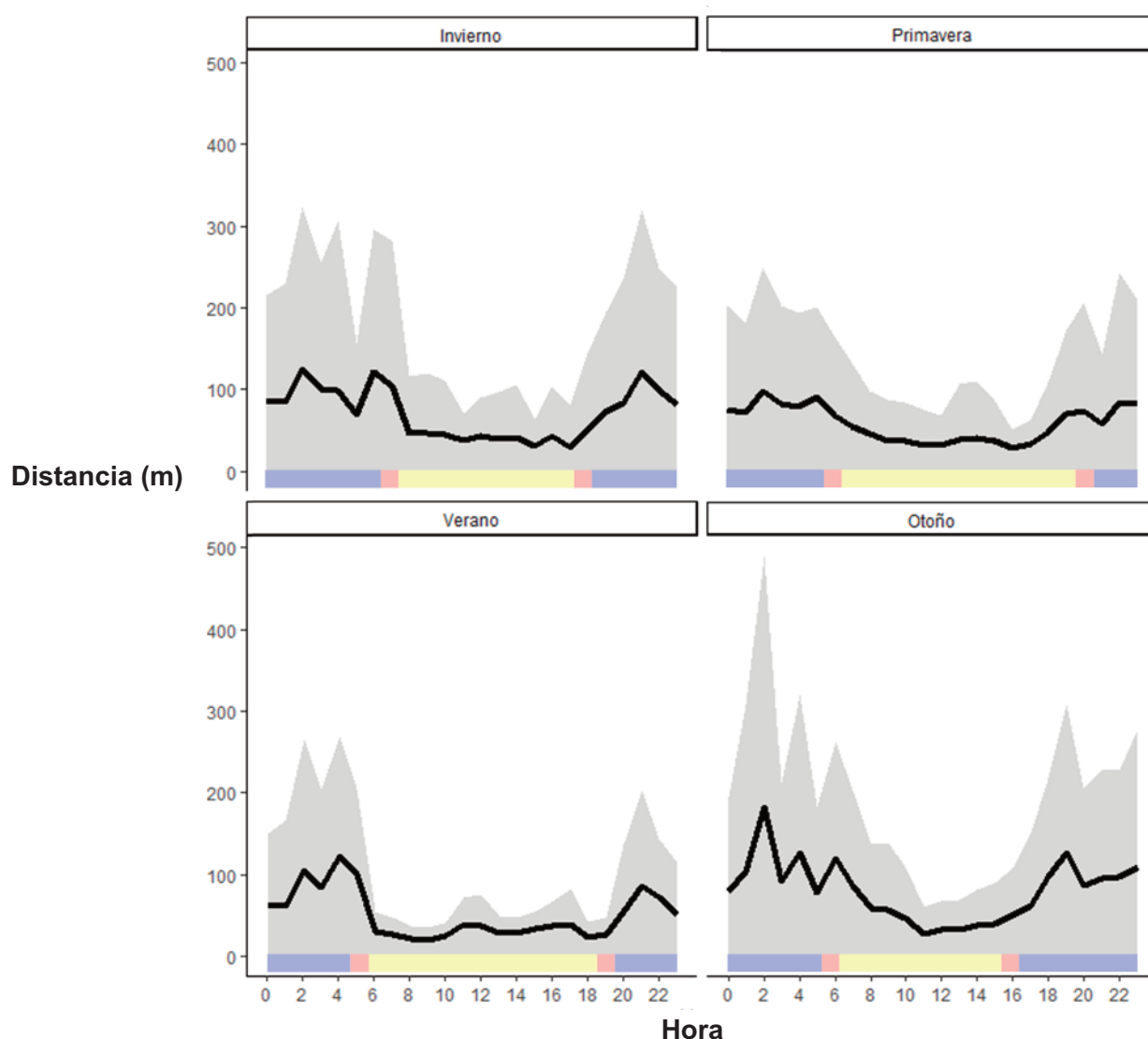


Figura 2. Distancia promedio (m) recorrida cada hora (UTC) para cada estación. Invierno: enero, febrero y marzo; Primavera: abril, mayo y junio; Verano: julio, agosto y septiembre; Otoño: octubre, noviembre y diciembre. La zona sombreada indica la desviación. Las zonas sombreadas en rojo indica los crepúsculos, en amarillo el día, y en azul la noche por estaciones, calculado a partir del día central de cada una de las estaciones.

Figure 2. Mean distance (in meters) each hour (UTC) by seasons. Winter: January, February, and March; spring: April, May, and June; summer: July, August, and September; autumn: October, November, and December. Grey shadow area indicates positive standard deviation. Red shadow areas indicate twilights, yellow daytime, and blue nighttime.

Área de campeo

El área de campeo promedio estimada KDE95 incluyendo todos los ejemplares para todo el periodo de seguimiento fue de $44.3 \pm 56.2 \text{ km}^2$ ($35.7 \pm 47.7 \text{ km}^2$ los machos, y $61.6 \pm 73.4 \text{ km}^2$ las hembras). Su núcleo de uso KDE50 fue de $9.7 \pm 14.8 \text{ km}^2$ ($6.1 \pm 9.3 \text{ km}^2$ en el caso de los machos, mientras que en las hembras fue $16.9 \pm 21.7 \text{ km}^2$; **Tabla A2**). A pesar de que en ambos casos las hembras mostraron áreas de campeo mayores que los machos, estas diferencias no fueron significativas ni para el KDE95 ($W=33$, $p=0.37$) ni para el KDE50 ($W=36$, $p=0.21$). Tampoco se detectaron diferencias significativas en el tamaño de las áreas de campeo ($\chi^2=5.2$, $gl=3$, $p=0.16$), ni los núcleos de uso ($\chi^2=4.3$, $gl=3$, $p=0.23$) en función de las estaciones (ver **Tabla 2**). No fue posible comparar las áreas de campeo estacionales entre machos y hembras debido al tamaño muestral, que resultó insuficiente para el análisis.

El área de campeo KDE95 durante todo el periodo de seguimiento de los ejemplares translocados fue de $47.4 \pm 57.0 \text{ km}^2$, y el núcleo de uso fue de $10.4 \pm 15.1 \text{ km}^2$. En el caso del ejemplar no translocado, su área de campeo KDE95 fue 1.2 km^2 , y su núcleo de uso KDE50 de 0.2 km^2 . Los valores de los ejemplares translocados y el no translocado difirieron significativamente tanto en el caso del área de campeo KDE95 ($V=105$, $p<0.001$), como en el núcleo de uso KDE50 ($V=105$, $p<0.001$).

Tabla 2. Áreas de campeo (KDE95) y núcleos de uso (KDE50) estimados para cada estación (km^2). En paréntesis se indica el número de zorros marcados con collares GPS (n).

Table 2. Home range (KDE95) and core areas (KDE50) for each season (km^2). Number of GPS-collars tracked foxes in brackets (n).

	Área de campeo (KDE95)	Núcleo de uso (KDE50)
Invierno ($n=11$)	23.5 ± 21.0	4.8 ± 5.0
Primavera ($n=7$)	3.8 ± 5.8	0.9 ± 1.5
Verano ($n=5$)	14.3 ± 19.1	4.1 ± 6.9
Otoño ($n=6$)	41.4 ± 42.7	7.1 ± 8.5

Uso del suelo

El 49.2% de las posiciones registradas fueron en zonas de uso agrícola, un 46.6% en zonas de vegetación natural y un 4.2% en suelo urbano-industrial. De una forma más detallada, las zonas de pastizal-matorral (44.7%) y los frutales (22.9%) fueron los usos del suelo más frecuentemente ocupados por los zorros, y en ellos se registraron el 67.7% de las localizaciones (**Fig. 3**).

Los zorros seleccionaron positivamente el suelo ocupado por pastizal-matorral ($V=102$, $p=0.02$), mientras que evitaba las zonas agrícolas heterogéneas ($V=24$, $p=0.04$) y las tierras de labor ($V=18$, $p=0.02$). Los frutales, los bosques de coníferas y las zonas urbano-industriales fueron ocupadas de acuerdo con su disponibilidad ($p>0.05$).

Discusión

Tradicionalmente, la conservación ha sido el motivo fundamental para la translocación de carnívoros por todo el globo, desde el reforzamiento a la reintroducción de poblaciones en peligro de extinción o desaparecidas (Moehrenschrager y Macdonald 2003; Thalmann et al. 2016). En este caso, dado que el objetivo era el control biológico de una especie presa, ha sido un trabajo pionero en la península ibérica que ha permitido recopilar información sobre

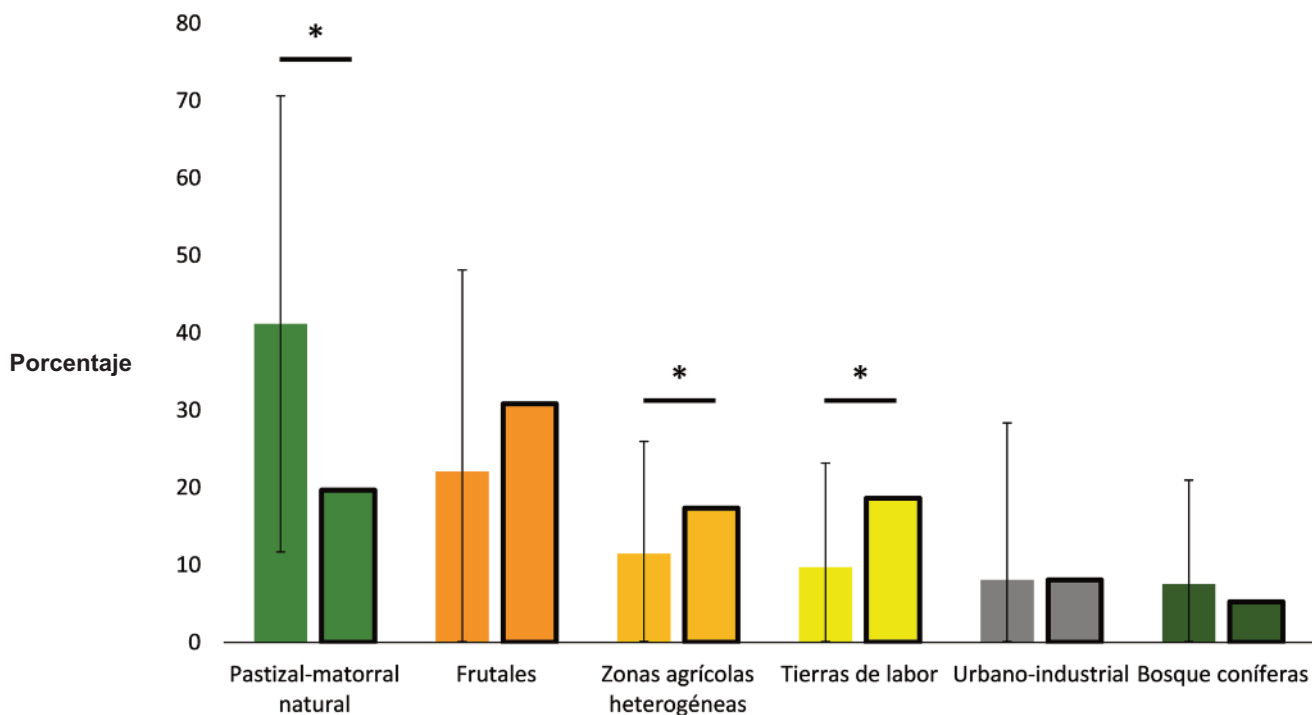


Figura 3. Proporción promedio de localizaciones (\pm desviación estándar) de los zorros marcados con GPS en cada tipo de uso del suelo ($n=15$). En gris urbano-industrial; tonos naranjas para zonas de uso agrícola; y tonos verdes para zonas de vegetación natural. Las columnas con borde negro indican el porcentaje real de hábitat disponible estimado a partir del mínimo polígono convexo generado con todas las localizaciones. Los asteriscos indican diferencias significativas entre los usos del suelo observados y disponibles ($\alpha<0.05$).

Figure 3. Mean proportion (\pm standard deviation) of GPS-tracked fox locations by land uses ($n=15$). In grey urban-industrial; in orange crop areas; in green natural vegetation. Columns with black border indicate habitat availability in percentage estimated from minimum convex polygon generated with all locations. * indicates significant differences between observed and available land uses ($\alpha<0.05$).

el comportamiento espacial del zorro en un área altamente modificada por el ser humano (Jule et al. 2008).

De acuerdo con los resultados obtenidos no podemos confirmar que la translocación de zorros sea una estrategia eficaz como medida de control biológico para reducir los daños agrícolas ocasionados por el conejo de monte o al menos en la forma en que se llevó a cabo. Esta afirmación se fundamenta en que los zorros translocados o abandonaron el área de estudio a los pocos días (47.1% de los casos), o bien cesó inesperadamente su señal GPS (35.3%). Cuando un collar cesa de transmitir datos se considera que puede deberse o a un fallo técnico en los collares o a que el animal haya muerto y el dispositivo acabe dañado o en una zona sin cobertura para emitir. Dado que no se detectaron fallos técnicos previamente en los collares, asumimos que el cese de recepción de datos de nuestros collares fuese debido a la muerte del animal (Sergio et al. 2019). El zorro es una especie que suele tener altas tasas de mortalidad debido a que ocupa, al menos temporalmente, hábitats de baja calidad (i.e., escasos recursos) para evitar a otros ejemplares con territorios establecidos y reducir la competencia intraespecífica (Barrull y Mate 2015). Entre las principales causas de mortalidad de la especie en áreas rurales destacan los atropellos (Gosselink et al. 2007), lo cual podría explicar también por qué los collares dejaron de emitir si fueron dañados en colisiones con vehículos. En nuestro estudio únicamente se detectó un zorro atropellado (Z6), aunque no podemos descartar que el suceso ocurriese también con otros ejemplares. Otro ejemplar que murió (Z3) fue atacado por al menos dos perros en una finca privada. Este tipo de efectos de especies domésticas sobre la fauna silvestre ya han sido detectado en otros países (Gil-Fernández et al. 2020), aunque sin casos mortales registrados.

Actividad diaria

En comparación con otros estudios desarrollados, los valores registrados de actividad diaria de los zorros marcados en nuestro caso son relativamente menores a los obtenidos en otras localidades. Mientras que la distancia promedio recorrida por hora en nuestro caso osciló entre 54.7 m y 72.9 m a lo largo del año, otros autores han estimado distancias promedio por hora de 280.0 m hasta 365.0 m (Servín et al. 1991; Tolhurst et al. 2016). Por su parte, la distancia acumulada diaria promedio en nuestro estudio fue de 1.1 km, sin embargo, la actividad diaria registrada en ejemplares del centro peninsular (Sierra de Guadarrama) fue de entre 3.4 y 6.3 km (Blanco 1988), y de 5.4 y 9.8 km en el suroeste (Doñana) (Rau 1987; Trauaini 1994). Las diferencias pueden ser debidas en ambos casos a las distintas condiciones ecológicas que se dan entre las áreas de estudio, como por ejemplo, las distinta climatología, en el caso de los estudios desarrollados en áreas de clima no mediterráneo (Saunders et al. 1993; Tolhurst et al. 2016) o la baja densidad de conejos como principal recurso trófico en algunas áreas durante los periodos de estudio (Villafuerte et al. 1994).

En cambio, en términos de actividad horaria nuestros resultados coinciden con lo estimado por otros autores en la península ibérica. En poblaciones de los Pirineos (Vericad Corominas 1970) o de la Serra de Montsant en Tarragona (Barrull et al. 2014) se ha registrado un comportamiento marcadamente crepuscular y nocturno. La actividad diaria varió a lo largo de las estaciones del año, como han detectado otros autores, aunque también dependen de otros factores como el tamaño del territorio, el tiempo meteorológico, o la condición física del animal (Barrull et al. 2014; Kämmerle et al. 2020). Kämmerle et al. (2020) asociaron una mayor actividad diurna durante el invierno debido a una menor presencia humana. En nuestro caso, se consideró que los factores que condicionan la mayor actividad detectada en invierno es el celo y la temperatura, que durante el verano es muy elevada y los animales evitan las horas más calurosas. De hecho, hemos detectado ejemplares de zorros en campos agrícolas que no muestran un comportamiento evasivo en presencia de humanos (*com. pers.*) en el área de estudio, lo que podría sugerir que las actividades humanas no modularían la actividad de los zorros en nuestra área de estudio.

Área de campeo

Algunos de los zorros monitoreados (Z2 y Z3) se establecieron en territorios próximos al lugar en que fueron capturados (menos de 5 km de distancia), dirigiéndose desde el punto de suelta hacia el oeste y el suroeste, respectivamente. Los rumos que tomaron estos ejemplares estaban orientados hacia sus lugares de captura. No obstante, no podemos hablar de desplazamientos filopátricos (es decir, tendentes a volver a su lugar de origen para cumplir con su ciclo vital; Begon y Townsend 2020), puesto que la translocación como proceso dispersivo no fue natural (Greenwood 1980). Este comportamiento ha sido detectado en zorros (Phillips y Mech 1970) y en otros carnívoros como el lobo (*Canis lupus*) (Henshaw y Stephenson 1974) o el coyote (*Canis latrans*) (Danner y Fisher 1977). Sin embargo, este comportamiento no ha sido detectado en el resto de los zorros monitorizados, que, habiéndose desplazado a zonas alejadas del lugar de suelta (entre 6 y 30 km en línea recta), no lo han hecho a su lugar de origen. Una situación similar describe Marcstrom (1968), que translocó en Suecia zorros a distancias desde 20 km hasta 170 km, y aunque ninguno de ellos regreso al lugar de origen, algunos llegaron a desplazarse hasta 125 km del lugar en que fueron soltados. En el caso de Z17, que fue liberado en la misma zona de captura (Mazarrón), ha mostrado una alta fidelidad territorial, sin alejarse de la zona ni realizar desplazamientos nómadas tras la suelta.

Dada la heterogeneidad en los tiempos de seguimiento de cada ejemplar, y al bajo número de hembras marcadas, no se ha podido inferir diferencias significativas en las áreas estimadas en función del sexo ni de la estación. Sin embargo, las áreas de campeo estimadas a partir de los datos recopilados muestran tamaños similares a lo estimado en otros estudios de la especie, mostrando además gran variabilidad entre los distintos individuos, que van desde pocas decenas de hectáreas a varios kilómetros cuadrados (Barrull y Mate 2015; Kobryn et al. 2022). Diversos factores influyen en las áreas de campeo y su variabilidad, como por ejemplo el acceso a recursos tróficos de origen humano provenientes de la basura (Kobryn et al. 2022; White et al. 1996), o puntos de agua, ya que los recursos hídricos pueden llegar a ser condicionantes para la supervivencia de los zorros en climas de escasa precipitación (Roshier et al. 2021). Además, la personalidad es otro factor que condiciona el comportamiento espacial, como se ha detectado en otras especies (Myers y Young 2018; Vetter et al. 2016), incluyendo a otros zorros (Choi et al. 2019).

Uso del suelo

La mayor parte de las localizaciones de los zorros registradas ocurrieron en zonas de pastizal y matorral natural, seleccionado positivamente. Esto puede estar relacionado con la mayor disponibilidad de refugio y madrigueras que puede encontrarse en este tipo de hábitat (Mangas et al. 2008). Le sigue el uso de los distintos terrenos agrícolas, donde existen ejemplos en los que ejemplares de zorro no reaccionan frente a las molestias que pueden ocasionarles las labores agrícolas, hecho que hemos detectado en el área de estudio (*com. pers.*) y en otros trabajos (Barrull y Mate 2007). Sin embargo, los individuos marcados tratan de evitar estas áreas, particularmente las zonas agrícolas heterogéneas y las tierras de labor. Los ejemplares que se establecieron en un territorio lo hicieron principalmente en lugares poco antropizados y hábitat de pastizal-matorral. De acuerdo con Márton et al. (2016), la selección de hábitats está muy asociada a la disponibilidad de alimento, lo cual apunta a que los ejemplares marcados no dependen de las fuentes tróficas de origen antrópico para alimentarse, como se ha detectado en otras poblaciones europeas (Jankowiak et al. 2016). No obstante, determinar este aspecto requeriría un trabajo específico para analizar la dieta.

Implicaciones para la implementación de medidas de control biológico basadas en la introducción de depredadores

Nuestros resultados sugieren que, al menos en nuestra área de estudio, la suelta de zorros procedentes de otras zonas para el control biológico del conejo no ha sido una estrategia efectiva debido a que los zorros translocados no se establecen en el área de suelta.

En algunos casos de translocación de carnívoros, el animal se ha sometido a un proceso de aclimatación antes de su liberación, para aumentar las probabilidades de que establezca su territorio en ese entorno, aunque sin totales garantías (Weise et al. 2014). No obstante, la medida más efectiva sería favorecer la recuperación poblacional de la especie depredadora en el área en que se pretende aplicar el control biológico (Begg et al. 2017). Entre otras estrategias, la principal sería favorecer el desarrollo de zonas con matorral-pastizal natural en las proximidades de cultivos, ya que es un uso del suelo seleccionado positivamente por la especie según nuestros resultados. Otra medida sería aplicar una moratoria a la caza del zorro en el área de estudio y colindantes para permitir la inmigración desde otras zonas; así como en todas las áreas en las que se pretenda incrementar la abundancia de esta especie, especialmente en aquellas comarcas declaradas en emergencia cinegética. Esta estrategia ha sido promovida e incorporada en las Ordenes sobre periodos hábiles de caza en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia desde 2020 (BORM, nº144, de 24 de junio de 2020 (Murcia 2020b); nº135, de 15 de junio de 2021 (Murcia 2021); nº126, de 2 de junio de 2022 (Murcia 2022)). Finalmente, también sería recomendable permitir o facilitar el acceso a puntos de agua, ya que es un recurso limitante para el zorro en zonas áridas y semiáridas como esta (Roshier et al. 2021).

Además, también debe tenerse en cuenta que el efecto de un depredador generalista como el zorro pueda tener sobre una población presa puede ser significativo cuando ésta no presenta altas densidades (Delibes-Mateos et al. 2008). Por tanto, el empleo de zorros como medida de control biológico puede presentar mayor o menor eficiencia según la época del año. No obstante, cabe destacar que algunos autores consideran una medida poco efectiva favorecer la presencia de depredadores para reducir las poblaciones de sus presas, ya que el control de la cadena trófica puede estar más afectado por la productividad primaria (i.e., base de la cadena trófica) que por los depredadores (Elmhagen y Rushton 2007).

Actualmente, a nivel nacional, se están desarrollando y evaluando distintas medidas para prevenir los daños agrícolas causados por el conejo, como el uso de barreras físicas, la eliminación de refugios, la adaptación de cultivos o la instalación de posaderos para rapaces como medida de control biológico (<https://preveco.es>). La eficacia de cada una de las medidas difiere, así como su coste, sin embargo, recomiendan una combinación de varias de estas estrategias para una mayor efectividad en la reducción de los daños.

Durante los últimos años, los agricultores han registrado un aumento de daños ocasionados por fauna silvestre, especialmente herbívoros (Delibes-Mateos et al. 2020). Por ello, se ha desarrollado un gran interés en el empleo de estrategias de gestión efectivas y socialmente aceptadas, como el control biológico, puesto que este tipo de estrategias facilita además la consecución de los objetivos perseguidos (Metcalf et al. 2017). En nuestro caso, no hemos podido lograr el establecimiento de los animales marcados en la zona afectada por los daños agrícolas. Sin embargo, si la translocación para el control biológico se llevase a cabo, por ejemplo, aplicando un periodo de aclimatación del animal translocado antes de su suelta, podrían incrementarse las posibilidades de éxito (Weise et al. 2014). A pesar de ello, el estudio ha permitido conseguir nuevos datos sobre el comportamiento espacial de la especie en un entorno altamente fragmentado. Esta información es de gran importancia para la conservación y gestión de la especie en paisajes antropizados (Riley et al. 2021), permitiendo la toma de decisiones basada en criterios científicos.

Contribución de los autores

Roberto Pascual-Rico: Investigación, Metodología, Redacción – borrador original. Rubén Palomar Rodríguez: Investigación. José Antonio Martínez García: Adquisición de fondos, Conceptualización, Recursos.

Agradecimientos

El desarrollo y ejecución de este proyecto ha sido posible gracias a la colaboración la Federación de Caza de Murcia y la Coordinadora de Organizaciones de Agricultores y Ganaderos (COAG). El proyecto ha sido financiado y autorizado por la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente de la Región de Murcia, y cofinanciado por el Ayuntamiento de Molina de Segura. Agradecemos especialmente a Pedro Antonio Gomáriz, Pedro José García, José Antonio González, Diego Sáez y Fernando Escribano toda su ayuda y colaboración.

Referencias

- Andrews, R.D., Storm, G.L., Phillips, R.L., Bishop, R.A. 1973. Survival and movements of transplanted and adopted red fox pups. *The Journal of Wildlife Management* 37(1), 69-72.
- Angulo, E., Cooke, B. 2002. First synthesize new viruses then regulate their release? The case of the wild rabbit. *Molecular Ecology* 11(12), 2703-2709.
- Aparicio, J.P., Solari, H.G., Bonino, N.A. 2006. Perspectivas teóricas sobre la dinámica de la mixomatosis con aplicaciones en control biológico. *Ecología austral* 16(1), 15-28.
- Apollonio, M., Andersen, R., Putman, R. 2010. *European ungulates and their management in the 21st century*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- Armstrong, D.P., Seddon, P.J. 2008. Directions in reintroduction biology. *Trends in ecology evolution* 23(1), 20-25.
- Barratt, B.I.P., Howarth, F.G., Withers, T.M., Kean, J.M., Ridley, G.S. 2010. Progress in risk assessment for classical biological control. *Biological Control* 52(3), 245-254.
- Barrull, J., Mate, I. 2007. *La guineu a Catalunya*. Edicions l'Agulla de Cultura Popular. El Mèdol. Tarragona, Cataluña.
- Barrull, J., Mate, I. 2015. *El zorro*. Tundra, Ed. (Colección Monografías Zoológicas - Serie Ibérica - Volumen 3). Almenara (Castellón), España.
- Barrull, J., Mate, I., Ruiz-Olmo, J., Casanovas, J.G., Gosálbez, J., Salicrú, M. 2014. Factors and mechanisms that explain coexistence in a Mediterranean carnivore assemblage: an integrated study based on camera trapping and diet. *Mammalian Biology* 79(2), 123-131.
- Baynham-Herd, Z., Redpath, S., Bunnefeld, N., Keane, A. 2020. Predicting intervention priorities for wildlife conflicts. *Conservation Biology* 34(1), 232-243.
- Begg, G.S., Cook, S.M., Dye, R., Ferrante, M., Franck, P., Lavigne, C., Lövei, G.L., et al. 2017. A functional overview of conservation biological control. *Crop Protection* 97, 145-158.
- Begon, M., Townsend, C.R. 2020. *Ecology: from individuals to ecosystems*. John Wiley & Sons.
- Blanco, J.C. 1988. *Estudio ecológico del zorro, Vulpes vulpes* (L., 1758), en la sierra de Guadarrama. Tesis doctoral. Universidad de Oviedo. Oviedo, España.
- Calenge, C. 2006. The package "adehabitat" for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling* 197(3-4), 516-519.
- Carpio, A.J., Apollonio, M., Acevedo, P. 2020. Wild ungulate overabundance in Europe: contexts, causes, monitoring and management recommendations. *Mammal Review* 51(1): 95-108.
- Choi, S., Grocutt, E., Erlandsson, R., Angerbjörn, A. 2019. Parent personality is linked to juvenile mortality and stress behavior in the arctic fox (*Vulpes lagopus*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 73(12), 1-11.
- Cooke, B., Chudleigh, P., Simpson, S., Saunders, G. 2013. The Economic Benefits of the Biological Control of Rabbits in Australia 1950–2011. *Australian Economic History Review* 53(1), 91-107.
- Danner, D.A., Fisher, A.R. 1977. Evidence of homing by a coyote (*Canis latrans*). *Journal of Mammalogy* 58(2), 244-245.
- Delibes-Mateos, M., De Simon, J. F., Villafuerte, R., Ferreras, P. 2008. Feeding responses of the red fox (*Vulpes vulpes*) to different wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) densities: a regional approach. *European Journal of Wildlife Research* 54(1), 71-78.
- Delibes-Mateos, M., Ferreras, P., Villafuerte, R. 2009. European rabbit population trends and associated factors: a review of the situation in the Iberian Peninsula. *Mammal Review* 39(2), 124-140.

- Delibes-Mateos, M., Arroyo, B., Ruiz, J., Garrido, F.E., Redpath, S., Villafuerte, R. 2020. Conflict and cooperation in the management of European rabbit *Oryctolagus cuniculus* damage to agriculture in Spain. *People and Nature* 2(4), 1223-1236.
- Elmhagen, B., Rushton, S.P. 2007. Trophic control of mesopredators in terrestrial ecosystems: top-down or bottom-up?. *Ecology letters* 10(3), 197-206.
- Enoki, T., Yabe, T., Koizumi, T. 2016. Changes in spatial patterns of sika deer distribution and herbivory of planted seedlings: a comparison before and after deer population control by culling. *Journal of forest research* 21(2), 84-91.
- Fenner, F., Fantini, B. 1999. *Biological control of vertebrate pests: the history of myxomatosis, an experiment in evolution*. CABI publishing. Wallingford, Reino Unido.
- Ferrer, M., Negro, J.J. 2004. The near extinction of two large European predators: super specialists pay a price. *Conservation Biology* 18(2), 344-349.
- Gil-Fernández, M., Harcourt, R., Newsome, T., Towerton, A., Carthey, A. 2020. Adaptations of the red fox (*Vulpes vulpes*) to urban environments in Sydney, Australia. *Journal of urban ecology* 6(1), 2020, juua009.
- Giménez García, R., García Marín, R., Serrano Martínez, J.M., Pulido Fernández, M. 2018. Peri-urban dynamics in Murcia region (SE Spain): The successful case of the altoreal complex. *Urban Science* 2(3), 60.
- Gosselink, T.E., Van Deelen, T.R., Warner, R.E., Mankin, P.C. 2007. Survival and cause-specific mortality of red foxes in agricultural and urban areas of Illinois. *The Journal of Wildlife Management* 71(6), 1862-1873.
- Greenwood, P.J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour* 28(4), 1140-1162.
- Harris, S., Cresswell, W.J., Forde, P.G., Trehella, W.J., Woollard, T., Wray, S. 1990. Home-range analysis using radio-tracking data—a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review* 20(2-3), 97-123.
- Heider, K., Lopez, J.M.R., Avilés, J.M.G., Balbo, A.L. 2018. Land fragmentation index for drip-irrigated field systems in the Mediterranean: A case study from Ricote (Murcia, SE Spain). *Agricultural Systems* 166, 48-56.
- Henshaw, R.E., Stephenson, R.O. 1974. Homing in the gray wolf (*Canis lupus*). *Journal of Mammalogy* 55(1), 234-237.
- Heydon, M.J., Reynolds, J.C. 2000. Fox (*Vulpes vulpes*) management in three contrasting regions of Britain, in relation to agricultural and sporting interests. *Journal of Zoology* 251(2), 237-252.
- Hildreth, A.M., Hygnstrom, S.E., Blankenship, E.E., VerCauteren, K.C. 2012. Use of partially fenced fields to reduce deer damage to corn. *Wildlife Society Bulletin* 36(1) 199-203.
- Jankowiak, Ł., Malecha, A.W., Krawczyk, A.J. 2016. Garbage in the diet of carnivores in an agricultural area. *European Journal of Ecology* 2(1), 81-86.
- Jule, K.R., Leaver, L.A., Lea, S.E.G. 2008. The effects of captive experience on reintroduction survival in carnivores: a review and analysis. *Biological Conservation* 141(2), 355-363.
- Kämmerle, J.-L., Rondeaux, S., Storch, I. 2020. Circadian activity patterns of red foxes (*Vulpes vulpes*) in montane forests under different culling regimes. *Mammal Research* 65(3):1-5.
- Kobryn, H.T., Swinhoe, E.J., Bateman, P.W., Adams, P.J., Shephard, J.M., Fleming, P.A. 2022. Foxes at your front door? Habitat selection and home range estimation of suburban red foxes (*Vulpes vulpes*). *Urban Ecosystems* 26, 1–17.
- Labuschagne, L., Swanepoel, L.H., Taylor, P.J., Belmain, S.R., Keith, M. 2016. Are avian predators effective biological control agents for rodent pest management in agricultural systems? *Biological Control* 101, 94-102.
- López-Martin, J.M., Salvador Milla, A. 2017. *Zorro—Vulpes vulpes Linnaeus, 1758*. Col. (MNCN) Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. CSIC - Museo Nacional de Ciencias Naturales (MNCN). Madrid, España.
- Lucherini, M., Lovari, S. 1996. Habitat richness affects home range size in the red fox *Vulpes vulpes*. *Behavioural Processes* 36(1), 103-105.
- Mangas, J.G., Lozano, J., Cabezas-Díaz, S., Virgós, E. 2008. The priority value of scrubland habitats for carnivore conservation in Mediterranean ecosystems. *Biodiversity and Conservation* 17(1), 43-51.
- Mangiafico, S.S. 2016. Summary and analysis of extension program evaluation in R, version 1.18. 1. *New Brunswick: Rutgers Cooperative Extension*.
- Marcstrom, V. 1968. Tagging studies on red fox (*Vulpes v.*) in Sweden. *Viltrevy* 5, 103-117.
- Marks, C.A., Bloomfield, T.E. 2006. Home-range size and selection of natal den and diurnal shelter sites by urban red foxes (*Vulpes vulpes*) in Melbourne. *Wildlife Research* 33(4), 339-347.
- Márton, M., Markolt, F., Szabó, L., Kozák, L., Lanszki, J., Patkó, L., Heltai, M. 2016. Den site selection of the European badger, *Meles meles* and the red fox, *Vulpes vulpes* in Hungary. *Journal of Vertebrate Biology* 65(1), 72-79.
- Meia, J.-S., Weber, J.-M. 1993. Choice of resting sites by female foxes *Vulpes vulpes* in a mountainous habitat. *Acta Theriologica* 38(1), 81-91.
- Metcalfe, A.L., Metcalfe, E.C., Khumalo, K., Gude, J., Kujala, Q., Lewis, M.S. 2017. Public wildlife management on private lands: Reciprocity, population status, and stakeholders' normative beliefs. *Human Dimensions of Wildlife* 22(6), 564-582.
- Moehrensclager, A., Macdonald, D.W. 2003. Movement and survival parameters of translocated and resident swift foxes *Vulpes velox*. *Animal Conservation* 6(3) 199-206.
- Murcia 2019. Orden de la Consejería de Empleo, Universidades, Empresa y Medio Ambiente, sobre medidas para la prevención de daños causados por la proliferación de conejos. *Boletín Oficial de la Región de Murcia* nº 53 (05-03-2019).
- Murcia 2020a. Orden de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente, sobre ampliación de la comarca de emergencia cinegética temporal por daños producidos por el conejo de monte a los términos municipales de Abarán, Albudeite, Blanca, Campos del Río, Mula y Yecla. *Boletín Oficial de la Región de Murcia* nº 64 (17-03-2020).
- Murcia 2020b. Orden de 23 de junio de 2020, de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente sobre periodos hábiles de caza para la temporada 2020/2021 en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. *Boletín Oficial de la Región de Murcia* nº144, (24-6-2020).
- Murcia 2021. Orden de 14 de junio de 2021, de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente sobre periodos hábiles de caza para la temporada 2021/2022 en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. *Boletín Oficial de la Región de Murcia* nº135 (15-06-2021).
- Murcia 2022. Orden de 31 de mayo de 2022, de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca, Medio Ambiente y Emergencias, sobre periodos hábiles de caza para la temporada 2022/2023 en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. *Boletín Oficial de la Región de Murcia* nº 126 (02-06-2022).
- Myers, P.J., Young, J.K. 2018. Consistent individual behavior: evidence of personality in black bears. *Journal of Ethology* 36(2), 117-124.
- Navarro, L.M., Pereira, H.M. 2015. Rewilding abandoned landscapes in Europe. In *Rewilding European Landscapes* (pp. 3-23). Springer, Cham, Suiza.
- Palencia, P., Vicente, J., Barroso, P., Barasona, J.A., Soriguer, R.C., Acevedo, P. 2019. Estimating day range from camera-trap data: the animals' behaviour as a key parameter. *Journal of Zoology* 309(3), 182-190.
- Pascual-Rico, R., Morales-Reyes, Z., Aguilera-Alcalá, N., Olszańska, A., Sebastián-González, E., Naidoo, R., Moleón, M., et al. 2021. Usually hated, sometimes loved: A review of wild ungulates' contributions to people. *Science of The Total Environment* 149652.
- Pascual-Rico, R., Pérez-García, J.M., Sebastián-González, E., Botella, F., Giménez, A., Eguía, S., Sánchez-Zapata, J.A. 2018. Is diversionary feeding a useful tool to avoid human-ungulate conflicts? A case study with the aoudad. *European Journal of Wildlife Research* 64(6), Article 67. <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1226-6>
- Pedler, R.D., Brandle, R., Read, J.L., Southgate, R., Bird, P., Moseby, K.E. 2016. Rabbit biocontrol and landscape-scale recovery of threatened desert mammals. *Conservation Biology* 30(4), 774-782.
- Phillips, R.L., Mech, L.D. 1970. Homing behavior of a red fox. *Journal of Mammalogy* 51(3), 621-621.
- Pineda-Pampliega, J., Ramiro, Y., Herrera-Dueñas, A., Martínez-Haro, M., Hernández, J.M., Aguirre, J.I., Höfle, U. 2021. A multidisciplinary approach to the evaluation of the effects of foraging on landfills on white stork nestlings. *Science of The Total Environment* 775, 145197.
- Rau, J.R. 1987. *Ecología del zorro, "Vulpes vulpes (L.)", en la reserva biológica de Doñana, SO de España*. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla, España.
- Riley, S.P.D., Sikich, J.A., Benson, J.F. 2021. Big cats in the big city: Spatial ecology of mountain lions in greater Los Angeles. *The Journal of Wildlife Management* 85(8), 1527-1542.

- Roshier, D.A., Signer, J., Carter, A. 2021. Visitation of artificial watering points by the red fox (*Vulpes vulpes*) in semiarid Australia. *Ecology and Evolution* 11(14), 9815-9826.
- Roulíchová, J., Anděra, M. 2007. Age determination in the red fox (*Vulpes vulpes*): a comparative study. *Lynx (Praha)*, ns, 38, 55-71.
- Saunders, G., White, P.C.L., Harris, S., Rayner, J.M.V. 1993. Urban foxes (*Vulpes vulpes*): food acquisition, time and energy budgeting of a generalized predator. *Symposia of the Zoological Society of London* 65, 215-234.
- Schlageter, A., Haag-Wackernagel, D. 2012. Evaluation of an odor repellent for protecting crops from wild boar damage. *Journal of pest science* 85(2), 209-215.
- Sergio, F., Tanferna, A., Blas, J., Blanco, G., Hiraldo, F. 2019. Reliable methods for identifying animal deaths in GPS-and satellite-tracking data: Review, testing, and calibration. *Journal of Applied Ecology* 56(3), 562-572.
- Serrano, E., Calabuig, G., Casinello, J., Pérez, J. M. 2002. The human dimension that favours the unnatural expansion of an exotic ungulate (*Ammotragus lervia*) throughout the Iberian Peninsula. *Pirineos* 157,, 181-190.
- Servín, J., Rau, J.R., Delibes, M. 1991. Activity pattern of the red fox *Vulpes vulpes* in Doñana, SW Spain. *Acta Theriologica* 36(3-4), 369-373.
- Stoate, C., Baldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzon, I., Van Doorn, A., De Snoo, G.R., et al. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe—a review. *Journal of environmental management* 91(1), 22-46.
- Teitelbaum, C.S., Mueller, T. 2019. Beyond migration: causes and consequences of nomadic animal movements. *Trends in Ecology & Evolution* 34(6), 569-581.
- Thalmann, S., Peck, S., Wise, P., Potts, J.M., Clarke, J., Richley, J. 2016. Translocation of a top-order carnivore: tracking the initial survival, spatial movement, home-range establishment and habitat use of Tasmanian devils on Maria Island. *Australian Mammalogy* 38(1), 68-79.
- Tolhurst, B., Grogan, A., Hughes, H., Scott, D. 2016. Effects of temporary captivity on ranging behaviour in urban red foxes (*Vulpes vulpes*). *Applied Animal Behaviour Science* 181, 182-190.
- Travaini, A. 1994. Demografía de la población de zorros (*Vulpes vulpes*) del Parque Nacional de Doñana. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid. España.
- Vericad Corominas, J.R. 1970. Estudio faunístico y biológico de los mamíferos montaraces del Pirineo. CSIC-Centro Pirenaico de Biología Experimental (CPBE). Jaca, España.
- Vetter, S.G., Brandstätter, C., Macheiner, M., Suchentrunk, F., Gerritsmann, H., Bieber, C. 2016. Shy is sometimes better: personality and juvenile body mass affect adult reproductive success in wild boars, *Sus scrofa*. *Animal Behaviour* 115, 193-205.
- Villafuerte, R., Calvete, C., Gortázar, C., Moreno, S. 1994. First epizootic of rabbit hemorrhagic disease in free living populations of *Oryctolagus cuniculus* at Doñana National Park, Spain. *Journal of Wildlife Diseases* 30(2), 176-179.
- Voigt, D.R., Macdonald, D.W. 1984. Variation in the spatial and social behaviour of the red fox, *Vulpus vulpes*. *Acta Zoologica Fennica* 171: 261-265.
- Waage, J. 2012. *Biological control: measures of success*. Springer Science & Business Media, Dordrecht, Países Bajos.
- Weise, F.J., Stratford, K.J., van Vuuren, R.J. 2014. Financial costs of large carnivore translocations—accounting for conservation. *PLoS ONE* 9(8), e105042.
- White, P.C.L., Saunders, G., Harris, S. 1996. Spatio-temporal patterns of home range use by foxes (*Vulpes vulpes*) in urban environments. *Journal of Animal Ecology* 65(1), 121-125.
- Worton, B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70(1), 164-168

Anexo 1./ Appendix 1.

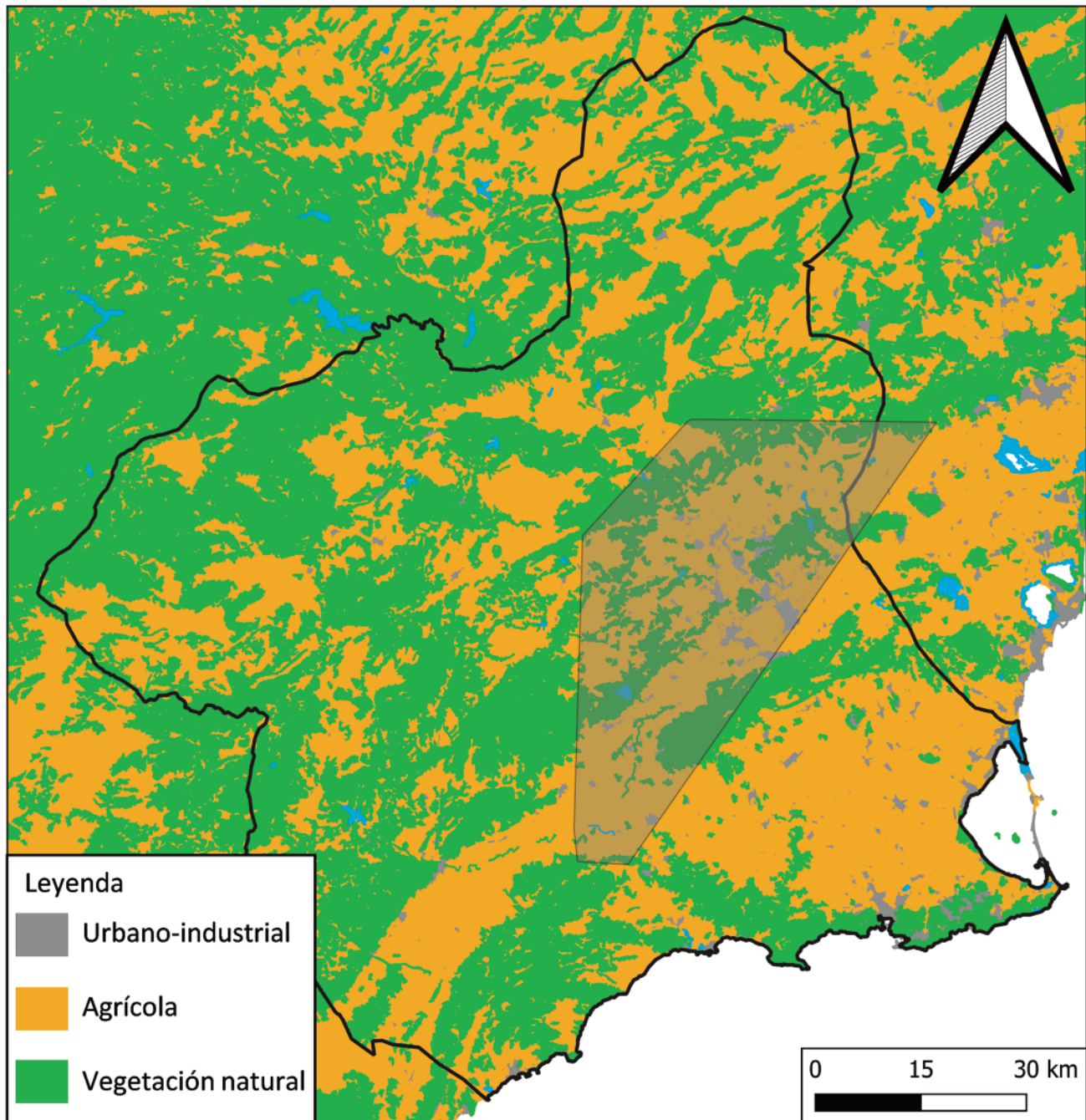


Figura A1. Mínimo polígono convexo (zona sombreada) creado a partir de las localizaciones registradas empleado para estimar los usos del suelo disponibles para los zorros. Los usos del suelo del área que queda fuera de los límites de la Región de Murcia (línea negra) también fueron incluidos para el análisis.

Figure A1. Minimum convex polygon (shaded area) created from the recorded locations used to estimate available land uses for foxes. Land uses in the area outside the boundaries of the Region of Murcia (black line) were also included for the analysis.

Tabla A1. Características y periodo de seguimiento de los zorros marcados en el proyecto de translocación. M: macho; H: hembra, Edad en años, Municipio de origen indica la localidad de la captura y meses en los que duró el seguimiento efectivo (los números indican los meses de cada año mostrando en verde aquellos con datos de movimiento). Los zorros con asterisco son aquellos no incluidos en el análisis debido a que el periodo de seguimiento fue insuficiente.

Table S1. Characteristics and monitoring period of the tracked foxes in the translocation project. M: male; H: female, Age in years, Municipality of origin indicates capture locality, and months of actual tracking (numbers indicate the months of each year showing in green those with movement data). Foxes with an asterisk are those not included in the analysis due to insufficient monitoring period.

Zorro	Sexo	Edad	Localizaciones	2020								2021												2022		
				7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3		
Z1	M	1	122																							
Z2	M	1	2590																							
Z3	M	2	2480																							
Z4*	H	1	-																							
Z5	M	2	1000																							
Z6	M	2	280																							
Z7	M	>2	2199																							
Z8	H	>2	1672																							
Z9	M	>2	259																							
Z10	H	>2	1675																							
Z11	H	>2	61																							
Z12*	M	>2	-																							
Z13	M	>2	424																							
Z14	H	>2	232																							
Z15	M	>2	441																							
Z16	H	>2	80																							
Z17	M	>2	409																							

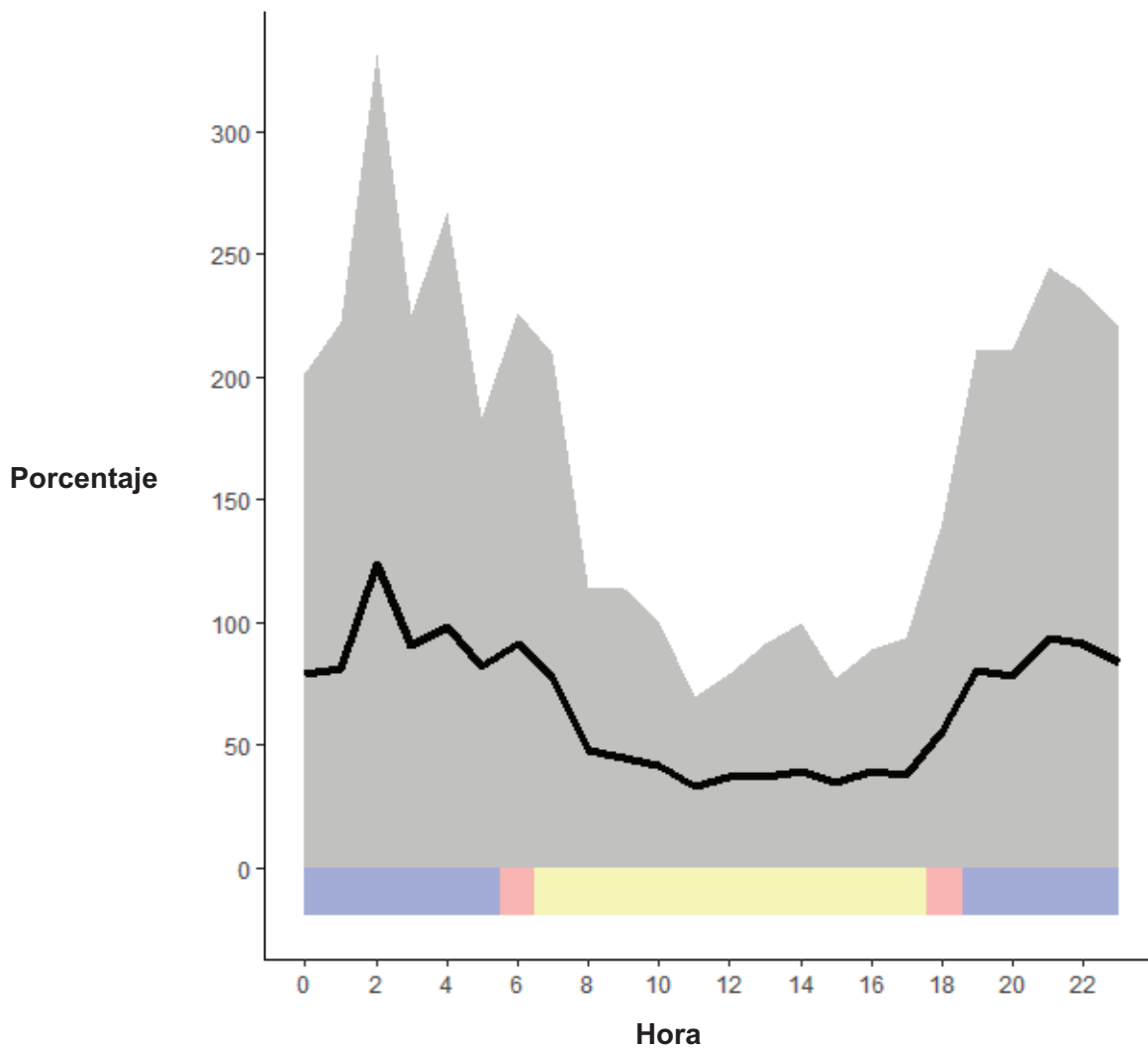


Figura A2. Distancia promedio (m) recorrida cada hora (UTC) por los zorros marcados con GPS ($n=15$). La zona sombreada en gris indica la desviación estándar. Las zonas sombreadas en rojo indica los crepúsculos, en amarillo el día, y en azul la noche. Las horas promedio de amanecer y anochecer del año fueron las 5:58 horas y las 18:10 horas, respectivamente.

Figure A2. Mean distance (m) each hour (UTC) by tracked foxes ($n=15$). Grey area indicates standard deviation. Red areas indicate twilight, yellow areas indicate daytime, and blue areas indicate nighttime. Mean sunrise and sunset times for the year were 5:58 am and 6:10 pm, respectively.

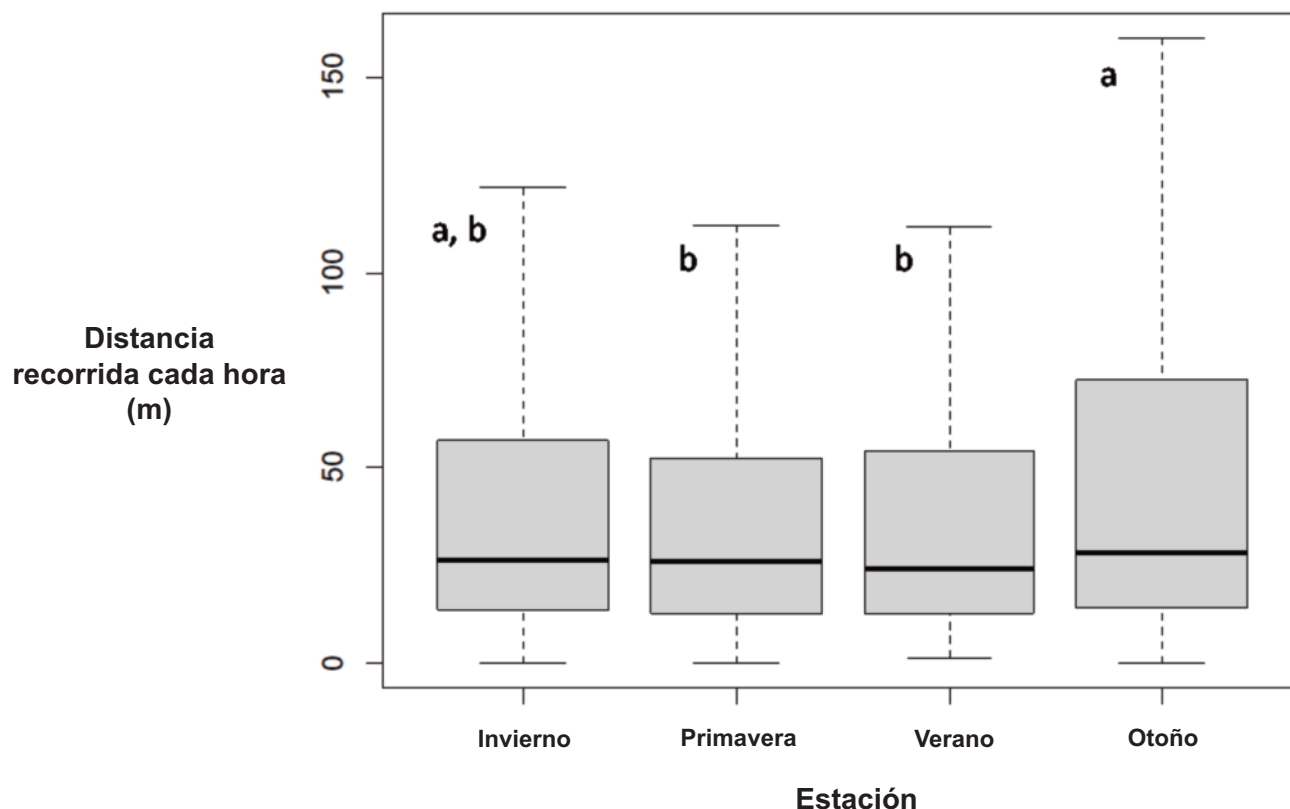


Figura A3. Mediana y desviación estándar de la distancia promedio recorrida entre dos posiciones por estaciones. Los valores extremos han sido eliminados para una mejor representación. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las estaciones (KW; $\chi^2 = 18.7$, $gl=3$, $p < 0.001$). Invierno: enero, febrero y marzo; Primavera: abril, mayo y junio; Verano: julio, agosto y septiembre; Otoño: octubre, noviembre y diciembre.

Figure A3. Median and standard deviation of the mean distance travelled between two locations by season. Extreme values have been removed for better representation. Different letters indicate significant differences between seasons (KW; $\chi^2 = 18.7$, $gl=3$, $p < 0.001$). Winter: January, February, and March; Spring: April, May, and June; Summer: July, August, and September; Autumn: October, November, and December.

Tabla A2. Áreas de campeo totales estimadas para cada zorro calculadas a partir de los KDE95 y KDE50. Se muestran los resultados de todos los ejemplares, incluyendo los que no fueron incluidos en los análisis al no alcanzar treinta localizaciones o 60 días efectivos por estación.

Table A2. Total home range estimated for each fox calculated from KDE95 and KDE50. Results show all foxes data, including those that were not included in the analyses because they did not reach thirty locations neither 60 effective days monitored by season.

Zorro	Área de campeo (KDE95 km ²)	Núcleo de uso (KDE50 km ²)
Z1	15.0	2.1
Z2	1.6	0.3
Z3	39.8	7.9
Z4	-	-
Z5	48.9	3.8
Z6	83.9	14.2
Z7	2.6	0.2
Z8	25.6	4.7
Z9	7.8	1.6
Z10	3.7	0.4
Z11	38.4	10.9
Z12	-	-
Z13	147.8	29.4
Z14	189.1	54.5
Z15	8.7	1.2
Z16	51.1	13.9
Z17	1.2	0.2