

ASISTENCIA TÉCNICA Y ANÁLISIS DE DATOS EN LA MONITORIZACIÓN DE LAS ESPECIES DE UNGULADOS PRESENTES EN LA REGIÓN

Contrato de I+D entre la Dirección General de Medio Natural de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha (JCCM) y el Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC)

Responsable técnico JCCM: M^a Llanos Gabaldón Lozano

Responsables IREC: Pelayo Acevedo Lavandera y Antonio J. Carpio Camargo



Integrantes del equipo de trabajo: Davide Carniato (IREC); Marina Klaas Fábregas (IREC); Ángeles Sánchez Martínez (JCCM); Jorge Sereno Cadierno (IREC); Pablo Palencia Mayordomo (IREC); Vidal Montoro Angulo (IREC); Joaquín Vicente Baños (IREC)

Noviembre de 2022

ÍNDICE

RESUMEN	3
INTRODUCCIÓN	4
El programa de monitorización de ungulados en Castilla-La Mancha	5
MATERIAL Y MÉTODOS	7
Tareas 1 y 2 - Analizar la información generada por JCCM e IREC para la temporada 2021-2022	7
Tarea 3 - Elaborar un informe sobre el estado de las poblaciones de ungulados en Castilla-La Mancha	8
RESULTADOS	8
Tareas 1 y 2 - Analizar la información generada por JCCM e IREC para la temporada 2021-2022	8
Transectos lineales y muestreo de distancias	9
Seguimiento de las poblaciones de cabra montés	12
Mallas de fototrampeo y modelo de encuentro aleatorio	14
Estadísticos cinagéticos	15
Tarea 3 - Estado de las poblaciones de ungulados en la región	17
CONSIDERACIONES FINALES	20
AGRADECIMIENTOS	22
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	23

RESUMEN

La monitorización de las poblaciones debe ser la base sobre la que se sustente cualquier plan de gestión de fauna silvestre y esto es especialmente relevante en el caso de las especies cinegéticas. Sin embargo, son aún escasos en España los programas bien establecidos que monitoricen las poblaciones de fauna silvestre. Surge, por tanto, la necesidad de diseñar programas sólidos que generen la información necesaria para potenciar la efectividad de la gestión. En este contexto, la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha (JCCM) promovió en 2019 el diseño de un programa de monitorización poblacional de ungulados en la región que se articula a dos niveles: regional (estadísticos de caza) y observatorio (estadísticos de caza, transectos lineales/puntos fijos y mallas de fototrampeo). Durante la temporada 2020-2021 los Agentes Medioambientales de la JCCM comenzaron las tareas de monitorización y en el primer año de ejecución del programa se pudieron conseguir estimas de densidad poblacional para 34 cotos. Para aumentar la precisión del programa y su rango de actuación se establecieron jornadas formativas para los Agentes antes del inicio de la segunda temporada de muestreo, temporada 2021-2022. La mejora en formación, unida a una mayor motivación del personal y disponibilidad de medios, ha hecho que los datos para 2021-2022 sean más precisos y representativos para la región. Concretamente, se obtuvieron estimas de densidad durante la temporada 2021-2022 para 42 cotos: mediante los transectos lineales y la aplicación del muestreo de distancias se generaron densidades para 9 poblaciones de gamo, 26 de ciervo y 20 de corzo; mediante las mallas de fototrampeo se obtuvieron densidades para 1 población de gamo, 1 de muflón, 6 de ciervo, 4 de corzo (dos poblaciones más con indicadores de abundancia) y 10 de jabalí (dos poblaciones más con indicadores de abundancia); y mediante los estadísticos de caza se generó información a nivel observatorio para 10 poblaciones de gamos, 25 de ciervo, 30 de jabalí y 6 de muflón, y a nivel regional indicadores de abundancia relativa para todos los cotos de la región. Finalmente, mediante puntos fijos de observación se estimó la densidad de cabra montés del Parque Natural del Valle de Alcudia y Sierra Madrona (n=36 puntos) y de la provincia de Albacete (n=120 puntos). Los resultados obtenidos permiten describir una situación en la que el **ciervo y el jabalí se presentan en la región en densidades medias-altas**, siendo muy elevadas a nivel local en cotos manejados más intensivamente. El corzo, por su lado, **está en baja densidad en la región**, únicamente destacando las poblaciones del norte de Cuenca y Guadalajara. El gamo, si bien presenta una distribución parcheada en la región, llega a alcanzar **elevadas densidades en el contexto de otras poblaciones de la especie en España**, dándose principalmente en aquellas tipologías de coto con mayor manejo cinegético. Finalmente, la **cabra montés aparece en densidad media-alta en el contexto nacional, principalmente las poblaciones de Albacete**. En conclusión, el programa de monitorización está permitiendo generar información precisa del tamaño de las poblaciones de ungulados silvestres (principalmente ciervo, corzo, gamo, jabalí y cabra montés), de manera autónoma y siguiendo metodologías validadas científicamente, lo que se espera que pueda redundar en una gestión más eficaz del tamaño de estas poblaciones y de los consiguientes conflictos que éstas genera.

INTRODUCCIÓN

La gestión de la fauna silvestre se enfrenta a importantes retos en los próximos años, principalmente con relación a cómo afrontar los conflictos que surgen entre las poblaciones silvestres, el medio ambiente y las actividades humanas (Delibes-Mateos 2015). Algunas especies, como los ungulados silvestres, aparecen en densidades poblacionales elevadas y localmente pueden producir impactos sobre, por ejemplo, la agricultura, ganadería y producción forestal (p.ej. Carpio et al. 2021). Además, la fragmentación del paisaje, fruto del desarrollo de infraestructuras, está originando por un lado un aumento de los accidentes de tráfico en los que los silvestres están involucrados y, por otro, la aparición de las cada vez más frecuentes situaciones en los que los silvestres se adentran en territorios periurbanos y urbanos, generando un escenario que resulta complicado gestionar (p.ej. Sáenz-de-Santa-María & Tellería 2015; González-Crespo et al. 2018). La amplia distribución y las tendencias poblacionales observadas para los ungulados silvestres en España (Garrido et al. 2019), junto a la percepción negativa de la caza por una parte importante de la sociedad y el consiguiente envejecimiento de la comunidad de cazadores (los principales agentes reguladores de los tamaños poblacionales de los ungulados silvestres; Massei et al. 2015), hacen pensar que las poblaciones de estas especies seguirán creciendo en los próximos años (Figura 1). La gestión cinegética se muestra como la única herramienta disponible con la que poder frenar este crecimiento y reducir los conflictos que pudiera ocasionar. La eficacia de la gestión sólo se potencia desde el conocimiento del estado de las poblaciones, y su monitorización es el pilar esencial para ello.

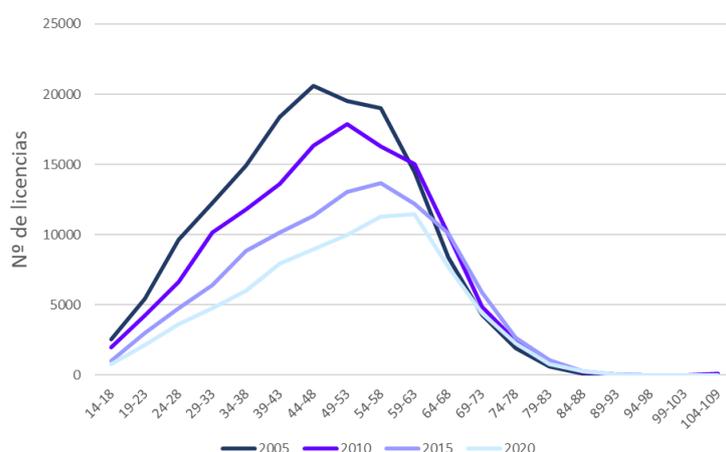


Figura 1. Distribución en clases de edad de las licencias de caza de Castilla-La Mancha y su evolución desde 2005 hasta 2020. Fuente: Jose Daniel Anadón (datos sin publicar).

Cuando las poblaciones son susceptibles de extracción por caza, la gestión de las poblaciones debe ir encaminada a minimizar los conflictos mediante la optimización de las tasas de extracción dentro del criterio de sostenibilidad (p.ej. Martínez & Martín 2019). En este sentido, una estrategia de caza sostenible debe sustentarse en tasas de extracción adecuadas dados unos objetivos de gestión bien establecidos y que, dependiendo del estado inicial de la población, podrían ser reducir, mantener o incluso aumentar el tamaño poblacional; éste último caso sería difícil de sostener actualmente en España, al menos con las especies de ungulados de amplia distribución. Para establecer dichas tasas y establecer planes de extracción eficaces es preciso conocer el tamaño de las poblaciones y cómo éste responde a las diferentes estrategias de gestión (Fryxell et al. 2014). En este sentido, la gestión adaptativa (Walters 1986) emerge como un contexto adecuado, y hoy en día incuestionable, para gestionar las poblaciones sometidas a extracción por caza (p.ej. Apollonio et al. 2017).

La base de la gestión adaptativa reside en profundizar en el conocimiento sobre la dinámica de las poblaciones de manera que, de acuerdo a unos objetivos concretos preestablecidos, se puedan readaptar las medidas de gestión en base al conocimiento que se va generando (p.ej. Rist et al. 2013). Para poder aplicar esta estrategia de gestión es necesario disponer de información, obtenida mediante procedimientos robustos y bien establecidos, sobre el estado de la población y su evolución en el tiempo. A este respecto, el parámetro básico a monitorizar sería la abundancia poblacional (en sentido amplio), pero idealmente **la monitorización debería integrar otros parámetros, además de la abundancia, como, por ejemplo, la condición corporal de los animales, su éxito reproductivo y/o estado sanitario** (conocidos como indicadores de cambio ecológico; ver Morellet et al. 2007), sobre los que poder realizar una caracterización más completa del estado de las poblaciones (p.ej. Maublanc et al. 2016).

Realizar una adecuada gestión cinegética de las poblaciones requiere, por tanto, de un plan de monitorización poblacional de las poblaciones sujetas a extracción. Existen muchas metodologías descritas con las que poder monitorizar las poblaciones silvestres (p.ej. Enetwild-consortium et al. 2021; Forsyth et al. 2022). Sin embargo, aplicar la mayor parte de estas metodologías es costoso y, en ocasiones, el esfuerzo requerido resulta inasumible, máxime para implementarlas en programas de monitorización a gran escala espacial, por ejemplo, escala regional o nacional (p.ej. Acevedo et al. 2008). En estos casos, los programas de monitorización se establecen sobre una selección de territorios, que deben ser representativos del estado de las poblaciones en territorios más grandes (comarcas cinegéticas; Saldaña et al. 2018) y que serán en los que se realicen los mayores esfuerzos de monitorización (observatorios; Rosell et al. 2018). De esta manera, **conociendo cómo evolucionan las poblaciones en los observatorios se puede tener una idea de la evolución que siguen las poblaciones en las comarcas cinegéticas a las que pertenecen.** Realizar una regionalización del territorio y hacer uso de estos observatorios permite aplicar metodologías precisas con las que generar la información necesaria para derivar medidas eficaces de gestión, que serían aplicables a los cotos de la comarca cinegética. La información precisa que se obtiene para los observatorios se puede completar con indicadores menos informativos, como podrían ser los estadísticos de caza, que se pueden obtener a gran escala espacial, por ejemplo, para todos los cotos de una región.

El programa de monitorización de ungulados en Castilla-La Mancha

La Dirección General de Medio Natural de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha (DGMN-JCCM) promovió en 2019 un convenio de colaboración con el Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC) para diseñar un programa de monitorización de las poblaciones de ungulados en la región. El análisis de las abundancias de ungulados silvestres permitió delimitar **siete tipologías de cotos en Castilla-La Mancha** que, junto a la regionalización ambiental, constituyeron el pilar fundamental sobre el que se basó el plan de monitorización de ungulados silvestres que finalmente fue propuesto para la región (Figura 2).

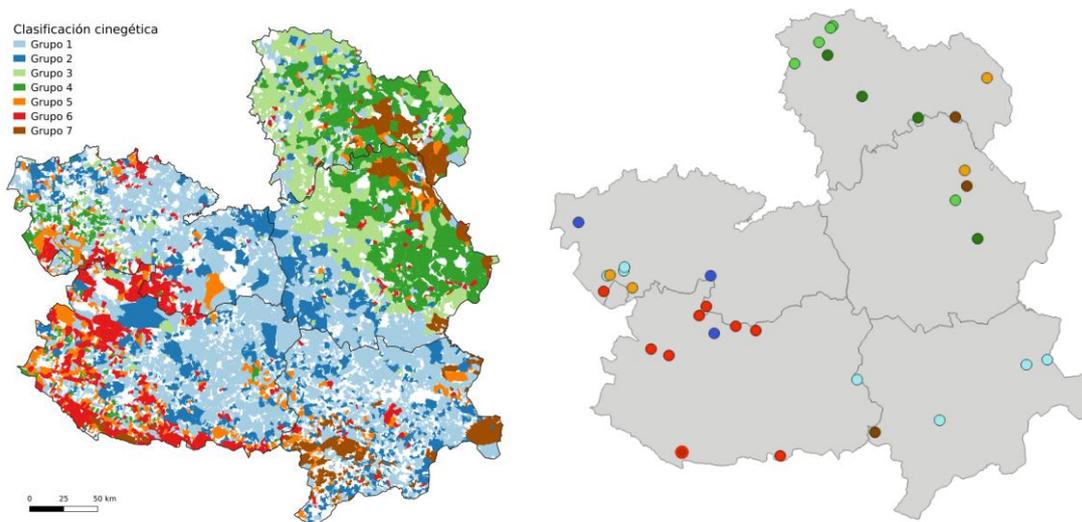


Figura 2. Caracterización de las tipologías (grupos 1-7) de terrenos cinegéticos de Castilla-La Mancha en base al estado poblacional de los ungulados silvestres. Se muestra la ubicación de los observatorios (coloreados según tipología) muestreados en la temporada 2020-2021.

El plan de monitorización que se propuso se articula a dos niveles: regional y observatorio. A **nivel regional** se propone registrar estadísticas cinegéticas por coto y temporada; los datos clave serían: **método/s de caza, animales abatidos (desagregados por método), superficie y ubicación del coto, suma de las superficies batidas en la temporada, número de cazadores y número de eventos de caza.** A **nivel observatorio** se propuso seleccionar una red de observatorios representativos de las siete tipologías de cotos y en ellos, **recoger estadísticas cinegéticas por evento de caza (relevante para las especies cazadas bajo modalidades tipo batida), realizar transectos lineales para la aplicación del muestreo de distancias (de relevancia para cérvidos y cabra montés) y mallas de fototrampeo para usar modelos que no requieren reconocimiento de individuos (especialmente relevante para el caso del jabalí).** Todos los métodos propuestos a nivel observatorio, correctamente aplicados, permiten obtener valores de densidad poblacional.

El personal técnico de la DGMN-JCCM propuso a las delegaciones provinciales una selección de observatorios sobre los que implementar las metodologías de seguimiento establecidas en el programa. Los Agentes Medioambientales de la JCCM fueron los encargados de realizar las tareas de campo, que tuvieron su inicio en la temporada 2020-2021. Para la primera temporada no se dispuso de suficiente equipamiento y formación como para poder desplegar el programa en toda su extensión. Pese a ello, durante la **temporada 2020-2021** se pudieron derivar estimas de densidad poblacional para **34 observatorios**. Concretamente, mediante los transectos lineales y la aplicación del muestreo de distancias se generó información para 2 poblaciones de gamo, 31 de ciervo y 23 de corzo, mediante puntos de observación se estimó la densidad del núcleo de cabra montés del Parque Natural del Valle de Alcudia y Sierra Madrona, y mediante las mallas de fototrampeo para 1 de cabra montés, 2 de gamo, 5 de ciervo, 3 de corzo y 10 de jabalí. No se recopiló información sobre estadísticos de caza para ninguna de las provincias, más allá de los reportes anuales de animales abatidos. Para aumentar la precisión del programa y su rango de actuación se establecieron jornadas formativas para los Agentes antes del inicio de la temporada de muestreo 2021-2022.

El programa sigue su curso y ya se dispone de información para la **temporada 2021-2022**. En esta situación se plantea una asistencia técnica entre la DGMN-JCCM y el IREC para, en términos generales, hacer balance del estado de ejecución del programa valorando los datos generados

en la nueva temporada y promoviendo medidas para seguir optimizando el programa en términos de reducir el esfuerzo y potenciar la calidad de la información que se pueda obtener del mismo. Concretamente, esta asistencia contempla las siguientes tareas:

Tarea 1- Analizar la información de la JCCM para la temporada 2021-2022.

Tarea 2- Analizar la información del IREC disponible para 2021-2022.

Tarea 3- Elaborar un informe sobre el estado de las poblaciones de ungulados en Castilla-La Mancha.

MATERIAL Y MÉTODOS

Tareas 1 y 2 - Analizar la información generada por JCCM e IREC para la temporada 2021-2022

Por un lado y durante la temporada 2021-2022, los Agentes monitorizaron las poblaciones de ungulados en los observatorios en las diferentes provincias. Por otro lado, el grupo de Sanidad y Biotecnología del IREC monitorizó los tamaños poblacionales en varios cotos de caza de la región. En ambos casos, las metodologías empleadas fueron las mismas, siguiendo los mismos protocolos de campo, por lo que ambas fuentes de datos se pueden integrar para realizar una caracterización de las poblaciones de ungulados de la región.

En el marco de esta asistencia se ha analizado la información recabada por ambos equipos. Brevemente, los Agentes recabaron los estadísticos de caza (i.e. datos de animales abatidos por coto, incorporando información sobre el esfuerzo de muestreo e, idealmente, sobre la eficacia de caza) a nivel observatorio y a nivel provincial, en este último caso solo para la provincia de Albacete. Esta información se analizó para extraer indicadores de abundancia (número de animales abatidos por unidad de superficie), caracterizar la eficacia de caza (relación entre el número de animales avistados y el número de animales cazados) y, con todo ello, derivar para cada especie abatida en eventos de caza tipo batida, valores de densidad poblacional. La información a nivel regional permitió caracterizar cómo se distribuye la abundancia de las diferentes especies.

Por otro lado, la información de los transectos lineales se analizó usando el muestreo de distancias (Thomas et al. 2010). La base de este método es que la detección de los animales a lo largo de un recorrido no es perfecta, y además es dependiente de la distancia a la que éstos están respecto a la línea de progresión del observador; la probabilidad de detección será menor cuanto más lejos estén los animales del observador. Por ello, el método requiere registrar las distancias a las que se observan los animales durante los muestreos de campo. Con esas distancias se establece una función de detección, que expresa cómo decae la probabilidad de detección conforme aumenta la distancia. Esa función permite calcular la probabilidad de detección, que es usada para poder considerar aquellas observaciones que se quedan sin registrar en los muestreos de campo. Desde un punto de vista analítico se han seguido los procedimientos habituales, probando diferentes combinaciones entre funciones de detección y términos de expansión para ajustar la función de detección, y seleccionando aquella más parsimoniosa y que ofrece resultados más precisos (ver p.ej., Acevedo et al. 2008).

Para la **cabra montés en la provincia de Albacete** se optó por mantener un método alternativo que venían aplicando desde hace varios años y que se basa en conteos totales. Básicamente, mediante puntos de observación repartidos a lo largo de toda el área de distribución de la especie se persigue llegar a registrar una elevada proporción de animales de la población.

Los muestreos se hicieron en época de celo, al amanecer y al atardecer, y se reconstruyeron los tamaños poblacionales según el número máximo de individuos de cada clase de edad y sexo visto a nivel de punto de observación. Los datos se usaron también para caracterizar la estructura poblacional. En el **Parque Natural del Valle de Alcudia y Sierra Madrona** (PNVASM) se repitió el muestreo para cabra montés del año anterior, también basado en puntos fijos de observación, en este caso al atardecer. El tamaño poblacional de la población del PNVASM se derivó mediante la aplicación del muestreo de distancias y, además, se caracterizó la estructura, en cuanto a clases de edad y sexo, de la población.

Por su parte, la información de las mallas de fototrampeo se analizó usando el modelo de encuentro aleatorio, conocido por sus siglas en inglés como REM (Rowcliffe et al. 2008). Este modelo re-escala la tasa de captura que se obtiene con las cámaras (i.e. número de eventos dividido por el esfuerzo de muestreo, medido en cámaras día) a un valor de densidad poblacional en base a dos parámetros, el rango diario de movimiento (i.e. la distancia recorrida por un animal de la población en un día) y la superficie de monitorización, expresada en base al radio y ángulo de detección de los equipos de fototrampeo. Para estimar el rango diario se consideraron los diferentes comportamientos que los animales pueden mostrar frente a las cámaras en base a una metodología recientemente publicada (Palencia et al. 2021) y usando para ello las funciones del paquete de R *trappingmotion* (Palencia 2020a). Los radios y ángulos efectivos de detección se han estimado empíricamente mediante el ajuste de sendos modelos y siguiendo la aproximación descrita por Rowcliffe et al. (2011). Para estimar e integrar todos los parámetros del REM se ha seguido la viñeta publicada por Palencia (2020b).

Tarea 3.- Elaborar un informe sobre el estado de las poblaciones de ungulados en Castilla-La Mancha

En base a la información obtenida sobre abundancia/densidad de ungulados (Tareas 1 y 2) y toda la información disponible, se generó un informe para aportar una nueva valoración sobre el estatus de las poblaciones de ungulados de la región. El informe aporta **datos de densidad para cada una de las tipologías de cotos descritas en el programa de monitorización y describe los errores identificados tras el segundo muestreo que deberían ser mejorados para las futuras implementaciones del programa**. Como ya es el segundo año de aplicación en alguno de los observatorios, se mostraron los resultados de ambas temporadas, cuando estaban disponibles.

RESULTADOS

Tareas 1 y 2.- Analizar la información generada por JCCM e IREC para la temporada 2021-2022

Estadísticos de caza aparte, la información recabada por ambos equipos (Agentes Medioambientales de la JCCM e IREC) permitió estimar datos de densidad de ungulados silvestres para 33 cotos de caza de la región (Figura 3). Concretamente, fueron 1 coto de Albacete, 12 cotos de Ciudad Real, 6 cotos de Cuenca, 6 cotos de Guadalajara y 8 cotos de Toledo; además se generaron estimas para la zona oriental del Parque Nacional de Cabañeros (IREC), para el Parque Natural Valle de Alcudia y Sierra Madrona y para la población de Cabra de la provincia de Albacete. Mediante los estadísticos de caza se obtuvieron estimas de densidad para 4 observatorios en Cuenca, 8 en Toledo, 7 en Ciudad Real, 5 en Albacete y 9 en Guadalajara.

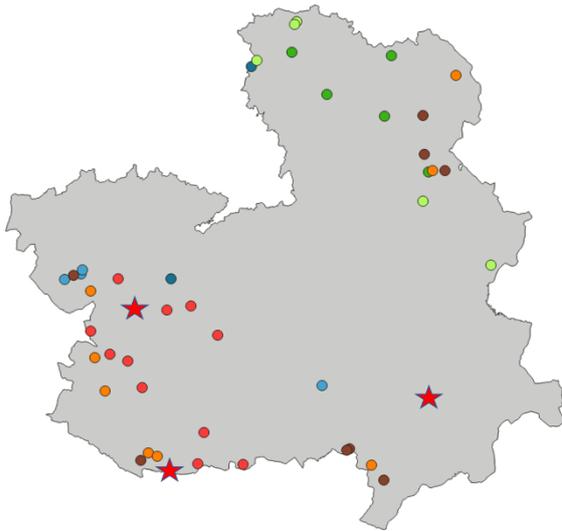


Figura 3. Localización de los 42 cotos (centroides) muestreados en el programa de monitorización de ungulados de Castilla-La Mancha durante la temporada 2021-2022. Los colores se corresponden con las tipologías de los cotos (ver Tabla 1). Las estrellas muestran el Parque Nacional de Cabañeros, al norte, y el Parque Natural del Valle de Alcudia y Sierra Madrona, al sur, y el seguimiento de cabra montés de Albacete para las que también se dispone de datos de densidad.

El número de cotos muestreado por provincia está equilibrado, como también lo está en relación con las tipologías de cotos que establece el programa (Tabla 1).

Tabla 1. Número de cotos muestreados en el programa de monitorización de ungulados de Castilla-La Mancha durante las temporadas 2021-2022 en las diferentes tipologías de cotos consideradas por el programa de monitorización de ungulados en la región. Se muestra el número de cotos muestreados mediante transectos y fototrampeo y, entre paréntesis, el de cotos con datos de densidad inferidos de los estadísticos de caza.

	Albacete	Ciudad Real	Cuenca	Guadalajara	Toledo	TOTAL
Grupo 1	1				2 (2)	3 (2)
Grupo 2					(1)	0 (1)
Grupo 3			2	2 (4)		4 (4)
Grupo 4			1 (1)	3 (3)		4 (4)
Grupo 5	(1)	4 (3)	1 (1)	(1)	2 (2)	7 (8)
Grupo 6		7 (4)			4 (3)	11 (7)
Grupo 7	(4)	1	2 (2)	1 (1)		4 (7)
TOTAL	1 (5)	12 (7)	6 (4)	6 (9)	8 (8)	33 (33)

Transectos lineales y muestreo de distancias

En cuanto a los transectos lineales, los Agentes muestrearon 23 cotos (6 en Ciudad Real, 5 en Cuenca, 5 en Guadalajara y 7 en Toledo) que permitieron estimar densidades para ciervo (18 poblaciones), corzo (16 poblaciones) y gamo (6 poblaciones). Se aportan datos generados por el IREC para 8 cotos (7 en Ciudad Real y 1 en Toledo), que permitieron estimar densidades de ciervo (8 poblaciones), corzo (4 poblaciones) y gamo (3 poblaciones). En total, se han generado datos de densidad para 31 cotos y un total de 55 poblaciones (Tablas 2 y 3).

Tabla 2. Estimaciones de densidad de cérvidos en base a la realización de transectos lineales por los Agentes Medioambientales de la JCCM durante 2021-2022 y la aplicación del muestreo de distancias. n/L: número de grupos por kilómetro de recorrido; N: número de individuos registrados; L: longitud de los transectos; D: densidad estimada; CV: coeficiente de variación de la estima (%)

Coto	Especie	n/L	N	L	D (ind/km ²)	CV
ID2	Ciervo	0.0667	2	15	1.346	
ID7	Ciervo	0.1471	37	34	6.938	25.31
ID12	Ciervo	0.0465	5	43	1.174	64.93
ID13	Ciervo	0.2500	9	20	2.596	48.73
ID14	Ciervo	0.4167	61	36	14.772	36.30
ID22	Ciervo	1.0000	75	17	30.536	37.58
ID33	Ciervo	0.7857	30	14	23.367	36.12
ID34	Ciervo	1.0000	33	14	20.833	30.68
ID35	Ciervo	0.2143	11	14	4.230	69.92
ID36	Ciervo	0.9639	117	16.6	19.597	25.27
ID37	Ciervo	0.2727	5	11	2.664	55.97
ID39	Ciervo	0.3077	6	13	2.641	57.70
ID40	Ciervo	0.6000	138	10	18.946	64.84
ID41	Ciervo	0.3043	17	23	5.206	37.47
ID42	Ciervo	0.1935	12	31	3.737	93.66
ID43	Ciervo	0.0667	4	45	1.068	84.94
ID44	Ciervo	0.1000	6	20	3.029	90.86
ID45	Ciervo	0.0833	2	12	1.276	
ID6	Corzo	0.0714	1	14	0.986	257.15
ID12	Corzo	0.0682	7	44	2.754	174.52
ID13	Corzo	0.0500	2	20	0.963	
ID14	Corzo	0.1944	11	36	5.715	102.86
ID22	Corzo	0.0588	2	17	1.133	
ID33	Corzo	0.0714	2	14	1.972	
ID35	Corzo	0.0714	3	28	1.256	176.33
ID36	Corzo	0.1205	2	16.6	1.412	173.16
ID37	Corzo	0.0909	1	11	1.255	
ID38	Corzo	0.3889	30	54	6.493	56.92
ID39	Corzo	0.0769	1	13	1.062	
ID40	Corzo	0.2000	8	10	7.708	163.45
ID42	Corzo	0.0645	4	31	1.781	174.94
ID46	Corzo	0.2131	27	61	5.067	79.00
ID47	Corzo	0.2115	16	52	3.319	88.28
ID49	Corzo	0.1429	17	70	2.535	87.16
ID7	Gamo	0.0882	6	34	0.839	38.67
ID40	Gamo	0.1000	1	10	0.562	8.83
ID42	Gamo	0.3226	24	31	3.494	54.77
ID43	Gamo	0.1000	5	30	1.269	36.17
ID44	Gamo	0.1000	4	20	1.123	8.83
ID45	Gamo	0.2500	18	12	12.147	72.81

Tabla 3. Estimaciones de densidad de cérvidos en base a la realización de transectos lineales por el equipo del IREC durante 2021-2022 y la aplicación del muestreo de distancias. n/L: número de grupos por kilómetro de recorrido; N: número de individuos registrados; L: longitud de los transectos; D: densidad estimada; CV: coeficiente de variación de la estima (%)

Coto	Especie	n/L	N	L	D (ind/km ²)	CV
ID17	Ciervo	0.9841	46	16.3	8.566	17.69
ID18	Ciervo	3.7574	2173	101.9	53.543	6.76
ID19	Ciervo	1.9892	135	30.2	15.060	13.89
ID21	Ciervo	1.1867	111	37.1	10.374	16.71
ID22	Ciervo	3.4062	392	31.7	33.938	22.54
ID23	Ciervo	2.3231	387	49.9	22.901	14.73
ID24	Ciervo	0.7254	92	35.8	8.676	31.82
ID25	Ciervo	1.3548	106	41.3	10.487	18.64
ID17	Corzo	0.1533	8	32.6	1.388	98.88
ID18	Corzo	0.0350	7	85.6	0.936	129.54
ID21	Corzo	0.1348	7	37.1	1.700	93.65
ID23	Corzo	0.0400	2	49.9	0.300	149.15
ID19	Gamo	0.1992	11	15.1	4.947	34.42
ID21	Gamo	0.0270	3	37.1	0.454	100.06
ID23	Gamo	0.0601	7	46.9	0.675	100.13

En el informe anterior, se mostró una relación entre el índice kilométrico de abundancia (IKA=N/L) de ciervo y la densidad poblacional (densidad inferida = 2.557 * IKA). Los muestreos de este año nos permiten evaluar dicha relación con los datos obtenidos para las 26 poblaciones de ciervo incluidas en las Tablas 2 y 3. Los resultados de la relación se muestran en la Figura 4, y, en general, se muestra un buen ajuste salvo para 5 de las poblaciones consideradas.

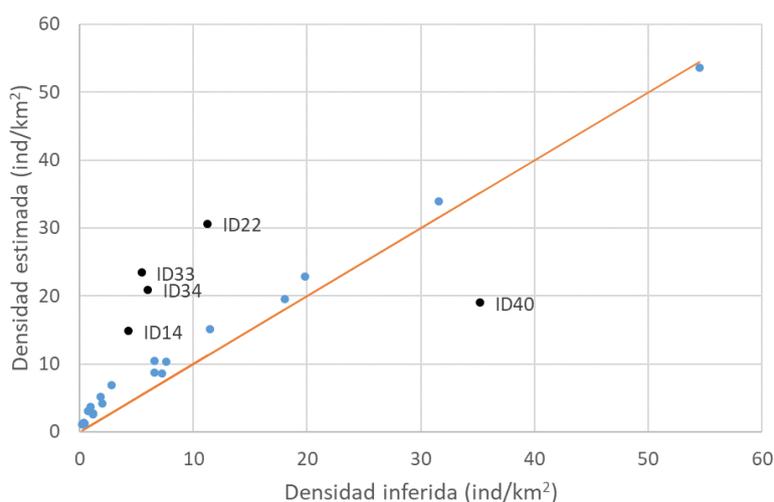


Figura 4. El gráfico muestra la densidad de ciervo inferida a través de la relación previamente descrita entre densidad e índice kilométrico de abundancia (IKA), ajustada con los datos de 2020-2021 (densidad inferida = 2.557 * IKA), y la densidad estimada con los Agentes e IREC para las poblaciones de ciervo muestreadas en 2021-2022; la línea naranja muestra la identidad.

En el caso del **corzo**, en el informe anterior se valoró la relación entre IKA y densidad sin obtener resultados de la robustez que se obtuvieron para ciervo. En este caso, hemos vuelto a valorar la relación añadiendo los datos de los muestreos de esta temporada y los resultados que se obtienen muestran **una elevada dispersión** (Figura 5) que a priori limita la capacidad de dicha relación para inferir valores de densidad a partir de los IKA.

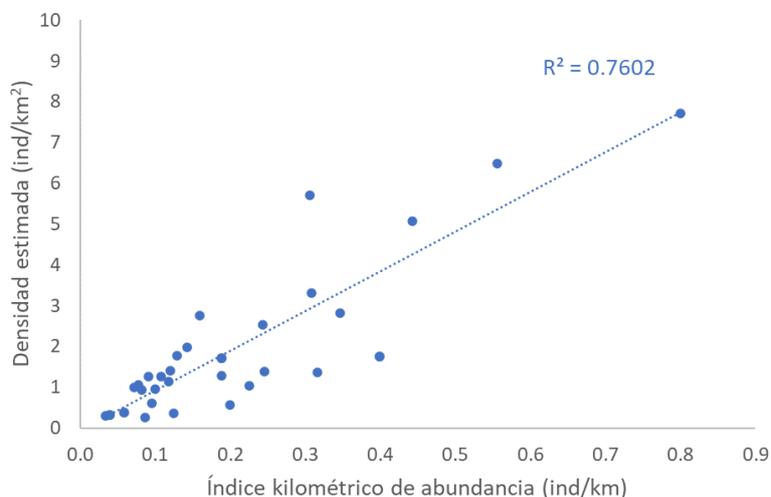


Figura 5. Muestra la relación entre el índice kilométrico de abundancia de corzo y la estima de densidad poblacional obtenida con los muestreos realizados por los Agentes Medioambientales de la JCCM y el IREC en las temporadas 2019-2020, 2020-2021 y 2021-2022.

Seguimiento de las poblaciones de cabra montés

En el PNVASM se realizó la segunda estima de la población de cabra montés. En la temporada 2021-2022 se realizaron muestreos en 36 puntos de observación repartidos por 4 unidades de muestreo que se diferencia en el Parque. Los resultados se muestran en la Tabla 4.

Tabla 4. Resumen de las características de las unidades de muestreo, así como de los muestreos realizados para estimar densidades poblacionales y de los resultados de los análisis basados en el muestreo de distancias. Para inferir los animales totales, se extrapolaron los valores de densidad a la superficie favorable de cada unidad de muestreo.

Unidad de Muestreo	Extremo Occidental	Fuencaliente Norte	Fuencaliente Sur	Extremo Oriental	Total
Superficie total (ha)	4512	16,076	14,568	26,296	61,452
Superficie favorable (ha)	960	4176	6752	6284	18,172
Superficie muestreada (ha)	147	783	986	608	2524
Porc. favorable/total	21.28	25.98	46.35	23.90	29.38
Porc. muestreada/favorable	15.31	18.75	14.60	9.67	13.88
Puntos de muestreo (n)	4	8	10	14	36
Observaciones (n)	2	9	16	21	48
Densidad (ind./km ²)	3.10	10.27	8.55	10.90	9.26
Error estándar	12.75	10.14	6.62	5.55	
Coefficiente de variación	4.11	0.99	0.77	0.51	
Animales totales (n)	30	429	577	684	1684

En la provincia de Albacete se realiza bianualmente un muestreo para monitorizar las poblaciones de cabra montés presentes en la provincia. En la temporada 2021-2022 muestrearon 120 puntos de observación repartidos por las 17 unidades de muestreo que diferencian en la provincia. En este caso, la metodología no es la misma que se sigue en el PNVASM; aquí cada punto se muestrea en dos ocasiones (amanecer y atardecer), y las estimas se hacen en base al máximo número de animales de cada clase de edad y sexo que se registra en uno de los muestreos; son, por tanto, estimas poblacionales mínimas, ya que no consideran los animales que se pueden quedar sin registrar. Los resultados se muestran en la Tabla 5.

Tabla 5. Resumen de las características de las unidades de muestreo, así como de los muestreos realizados para estimar densidades poblacionales.

Unidad de Muestreo	Población mínima avistada (n)	Superficie muestreada (ha)	Densidad (ind./km ²)
Cabriel	16	235.5	6.79
Júcar	134	706.5	18.97
Salobre-Biensevida	204	785.0	25.99
Riopar-Villaverde	66	549.5	12.01
Ayna	79	235.5	33.55
Cuarto Alarcón	66	706.5	9.34
El Gallego - Almazarán	115	392.5	29.30
Puente de Híjar	130	417.0	31.18
Híjar	26	314.0	8.28
Hellín	105	1177.5	8.92
Hortichuela Híjar	109	628.0	17.36
Tus	19	235.5	8.07
Yeste-Segura	23	471.0	4.88
Fuensanta	48	314.0	15.29
Nerpio	23	471.0	4.88
Balazote	59	471.0	12.53
Albacete	27	78.5	34.39
Totales	1249	8188.5	15.25

La estructura poblacional, esto es, como se reparten los individuos de una población entre las diferentes clases de edad y sexo, es muy informativa del estado de las poblaciones. En el caso de la cabra montés resulta relativamente sencillo asignar los ejemplares avistados a una determinada edad y sexo, por lo que, mostramos de manera comparativa las estructuras de las poblaciones de PNVASM y Albacete (Figura 6).

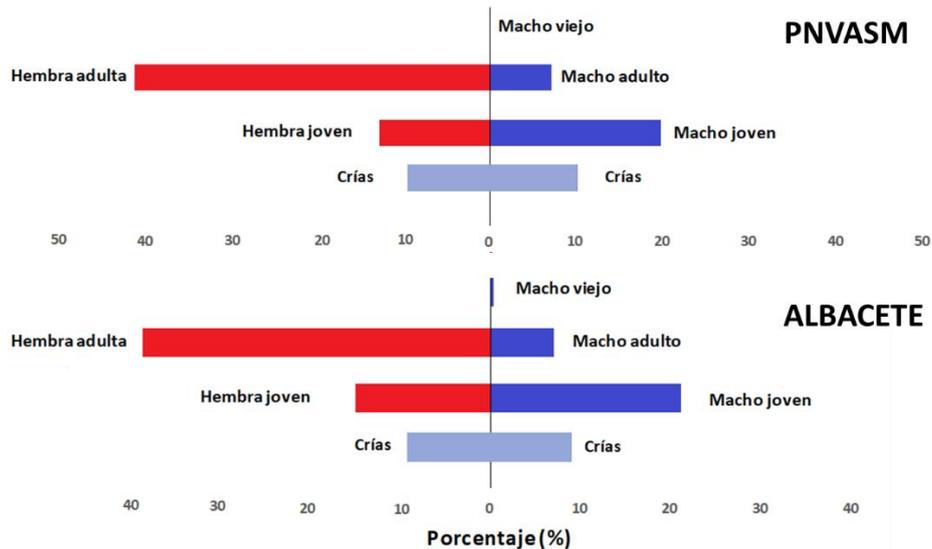


Figura 6. Pirámide poblacional para el conjunto total de la población de cabra en el Parque Natural del Valle de Alcudía y Sierra Madrona (PNVASM) y en la provincia de Albacete.

Además de estos programas de monitorización de cabra montés, se realizaron estimas en observatorios concretos de **Cuenca (2 cotos)** y **Guadalajara (1 coto)**. Los datos registrados en todos los casos son escasos y no permiten realizar estimas de densidad (Tabla 6). Cabe destacar que en alguno de ellos los **muestreos se realizaron fuera de la época de celo** de la especie por lo que la detectabilidad no ha sido muy elevada.

Tabla 6. Datos de las observaciones de cabra montés realizadas en 3 observatorios, 2 en Cuenca y 1 en Guadalajara.

Coto	Ptos de observación	Muestreo	Machos	Hembras	Crías	Total avistados
ID7	6	Seriado	3 (jóvenes)	10	4	23
ID42	-	Días consecutivos (n=4)	8	30	-	14* (considerando máximo por día)
ID43	3	Seriado	2 (1 adulto)	8	3	13

Mallas de fototrampeo y modelo de encuentro aleatorio

Las mallas de fototrampeo fueron usadas en 12 territorios (6 Agentes y 6 IREC) para estimar densidades de ungulados; concretamente 4 de Ciudad Real (más el Parque Nacional de Cabañeros), 3 en Toledo, 1 en Cuenca y 3 en Guadalajara. Estos trabajos permitieron estimar densidades para gamo (1 población), muflón (1 población), ciervo (6 poblaciones), corzo (4 poblaciones) y jabalí (10 poblaciones). Además, se obtuvieron estimas de abundancia (tasas de captura) para 2 poblaciones más de corzo y para 2 de jabalí. Los parámetros derivados del fototrampeo para realizar las estimas se aportan en la Tabla 7.

Tabla 7. Estimaciones de densidad de ungulados en Castilla-La Mancha en base a mallas de fototrampeo desplegadas durante la temporada 2021-2022 y la aplicación del modelo de encuentro aleatorio. Se aportan los valores de todos los parámetros requeridos por el modelo de encuentro aleatorio: y: número de secuencias; t: número de cámaras día; y/t: tasa de captura; s: rango diario de movimiento (Km/día); r: radio efectivo de activación (m); ang: ángulo efectivo de activación (radianes); D: densidad poblacional (ind/Km²); D SE: error estándar de la densidad (ind/Km²).

Coto	Temp.	Especie	y	t	y/t	s	r	ang	D	D SE
ID10	2021/2022	Gamo	203	301	0.674	4.158	5.082	0.805	35.745	14.054
ID10	2021/2022	Muflón	240	301	0.797	5.054	4.581	0.794	24.529	8.720
ID2	2021/2022	Ciervo	90	2796	0.032	6.722	5.847	0.739	0.939	0.370
ID10	2021/2022	Ciervo	304	374	0.813	9.723	5.146	0.768	18.438	6.259
ID19	2021/2022	Ciervo	82	219	0.374	5.996	5.000	0.960	13.250	2.514
ID23	2021/2022	Ciervo	337	430	0.784	6.616	5.017	0.960	25.063	8.481
ID50	2021/2022	Ciervo	150	154	0.974	2.693	6.194	0.960	61.978	23.387
ID51	2021/2022	Ciervo	86	420	0.205	2.250	4.420	0.960	21.540	9.500
ID2	2021/2022	Corzo	205	1349	0.152	2.949	6.405	0.785	9.031	1.896
ID5	2021/2022	Corzo	111	462	0.240					
ID6	2021/2022	Corzo	135	555	0.243					
ID21	2021/2022	Corzo	88	744	0.118	4.719	5.494	0.733	5.240	2.507
ID37	2021/2022	Corzo	91	465	0.196	3.677	5.443	0.720	11.294	4.899
ID54	2021/2022	Corzo	247	672	0.368	4.605	5.392	0.785	13.990	5.191
ID2	2021/2022	Jabalí	42	1349	0.031	6.867	9.515	0.718	0.551	0.244
ID5	2021/2022	Jabalí	12	462	0.026					
ID6	2021/2022	Jabalí	31	555	0.056					
ID10	2021/2022	Jabalí	183	301	0.608	10.427	5.097	0.667	9.056	4.816
ID18	2021/2022	Jabalí	168	903	0.186	8.172	5.434	0.784	4.802	1.452
ID19	2021/2022	Jabalí	57	581	0.098	4.818	4.517	0.960	4.785	2.563
ID21	2021/2022	Jabalí	120	744	0.161	6.315	6.006	0.733	4.880	1.900
ID23	2021/2022	Jabalí	119	692	0.172	5.638	4.901	0.733	6.550	2.835
ID37	2021/2022	Jabalí	109	465	0.234	11.344	5.103	0.725	4.668	1.920
ID50	2021/2022	Jabalí	135	364	0.371	7.053	2.352	0.960	23.731	13.669
ID51	2021/2022	Jabalí	43	420	0.102	3.996	3.278	0.960	8.295	5.171
ID54	2021/2022	Jabalí	177	672	0.263	4.563	4.231	0.785	7.563	2.078

Las mallas de fototrampeo se desplegaron en otros dos observatorios de Guadalajara (ID5 e ID6), sin embargo, deficiencias en el protocolo de campo no permitieron estimar densidad (Tabla 7).

Estadísticos cinegéticos

Este es el primer año que se consiguen registrar estadísticos de caza de los observatorios y también a nivel regional. En ambos casos, se reportó y registró información adicional a la habitual en los reportes anuales. Concretamente, en los observatorios se trabajó a nivel de mancha (o grupos de mancha) y se registraron superficies batidas y animales avistados, y a nivel regional se registró a nivel de evento cinegético y también se anotaron los animales avistados. Hay que decir que esto supone un buen arranque para mejorar la calidad de los datos que se

registran de las actividades cinegéticas y, con ello, la utilidad de estos para el programa de monitorización de ungulados.

Concretamente, se registró información para 122 manchas repartidas en 33 de los observatorios cinegéticos, representativos de las diferentes tipologías de cotos de la región (ver Tabla 1). En los eventos para los que se dispone de información se abatieron en la temporada 2021/2022 1008 jabalíes, 2101 ciervos, 99 muflones y 345 gamos. Eliminando algún valor que plantea dudas (p.ej., por abatirse el 100% de los animales vistos o por avistarse el mismo número de animales de las diferentes especies), se obtiene unas ratios de 0.36 y 0.54 animales abatidos/animales vistos, para jabalí y ciervo, respectivamente. Esta ratio para muflón y gamo, menos precisas al estar basadas en una menor cantidad de datos, fue de 0.29 y 0.63, respectivamente.

A modo comparativo, relacionamos la densidad poblacional que se obtiene a través de los estadísticos de caza en los observatorios, estimada en base al número de animales avistados y a la superficie batida, con las densidades que se obtienen desde los transectos lineales y la aplicación del muestreo de distancia que fueron reportados en las Tablas 2 y 3. Los resultados indican que la información de las batidas permite estimar con cierta precisión la densidad poblacional de ciervo, salvo para un par de observatorios en los que las densidades obtenidas por ambos métodos son marcadamente diferentes (Figura 7); excluyendo esos dos observatorios se obtiene una $R^2=0.64$. No se dispone aun de suficientes datos para analizar esta misma relación con datos de otras especies.

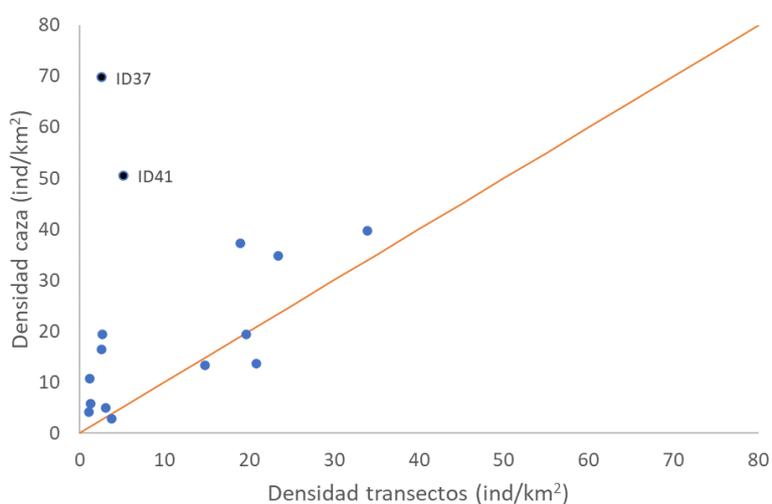


Figura 7. Muestra la relación entre la densidad de ciervo estimada a través de los estadísticos cinegéticos (densidad caza = animales avistados / superficie batida * 100) y la densidad estimada a través de los transectos en 15 observatorios de la región.

La información recabada a nivel regional permite mapear las densidades de animales cazados para así conocer la distribución de la abundancia (índice de abundancia) de cada especie en la región (Figuras 8 y 9). La utilidad de esta fuente de datos a escala regional se potenciará cuando se disponga de información para una serie temporal larga, ya que de esa manera se podrá valorar si hay cambios en el patrón que se observa para una determinada especie y cual es su tendencia.

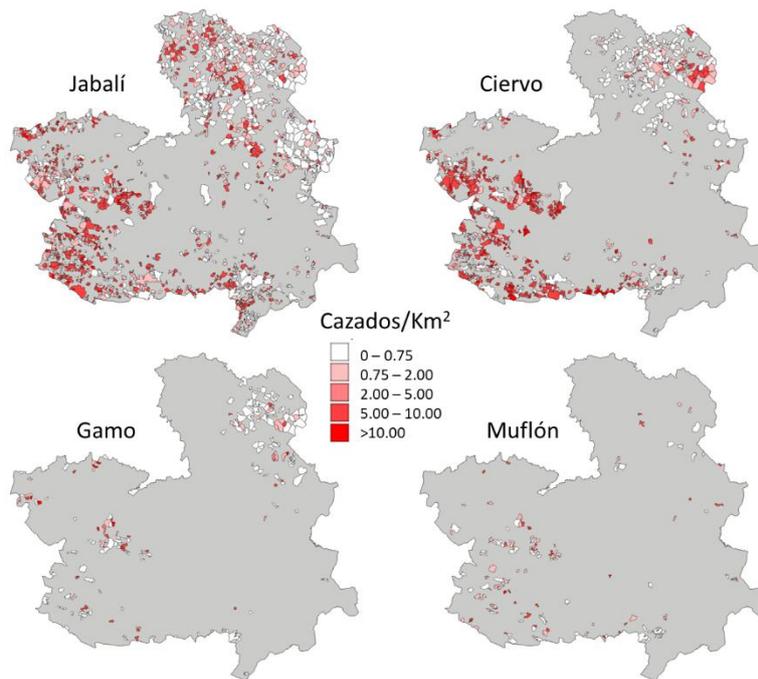


Figura 8. Mapas de densidad de animales abatidos durante la temporada 2021/2022 a nivel de coto en Castilla-La Mancha.

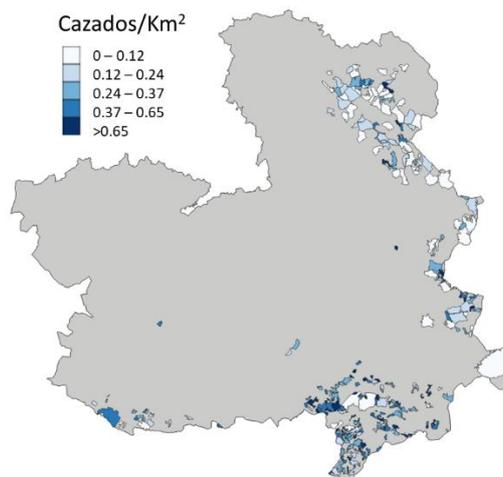


Figura 9. Mapas de densidad de cabras monteses abatidas durante la temporada 2021/2022 a nivel de coto en Castilla-La Mancha.

Tarea 3.- Estado de las poblaciones de ungulados en la región

La información recabada por ambos equipos (Agentes Medioambientales de la JCCM e IREC) durante la temporada 2021/2022 permite continuar la caracterización del estado de las poblaciones de ungulados en la región. En la Tabla 8 se muestran los valores medios de densidad obtenidos por especie para cada especie y tipología de coto, usando los datos de los muestreos de distancias, mallas de fototrampeo y estadísticos de caza. En la Tabla 9 se integra la información de transectos lineales y fototrampeo de esta temporada (a priori más precisa) con la que se obtuvo en la temporada anterior con las mismas metodologías.

Tabla 8. Valores estimados de densidad (ind/Km²) mediante muestreos de distancias, mallas de fototrampeo y estadísticos cinegéticos en los observatorios durante la temporada 2021/2022, para cada especie y tipo de coto. El número de poblaciones muestreadas en cada situación se indica entre paréntesis.

	Jabalí	Ciervo	Corzo	Gamo	Muflón	Cabra Montés	Total
Grupo 1	4.80 (2)	9.79 (5)	3.96 (2)				(9)
Grupo 2							(0)
Grupo 3	9.34 (5)	1.14 (2)	3.96 (4)				(11)
Grupo 4	6.12 (5)	7.584 (4)	5.78 (2)	3.40 (2)			(13)
Grupo 5	8.44 (7)	16.30 (15)	1.33 (5)	6.37 (4)	1.12 (1)		(32)
Grupo 6	10.68 (13)	25.98 (19)	4.88 (9)	1.65 (4)	6.70 (3)		(48)
Grupo 7	4.22 (6)	5.27 (10)	1.78 (1)	2.60 (8)	1.19 (2)		(27)
Total	(38)	(55)	(23)	(18)	(6)	*	(140)

* Se han obtenido valores de densidad para los diferentes sectores del Parque Natural del Valle de Alcudia y Sierra Madrona (PNVASM) y de la provincia de Albacete. Los valores medios de densidad estimados para ambas poblaciones son de 9.26 y 15.25 ind/km², para el PNVASM y Albacete, respectivamente.

Tabla 9. Valores estimados de densidad (ind/Km²) mediante muestreos de distancias y mallas de fototrampeo en los observatorios por especie y tipo de coto. Se integran los valores de densidad estimados en las temporadas 2019/2020 (n=23), 2020/2021 (n=54) y 2021/2022 (n=81). El número de poblaciones muestreadas en cada situación se indica entre paréntesis. Nótese que hay estimas que no quedan reflejadas en la tabla debido a no ser asignadas a ninguna tipología de coto (p.ej. Parque Nacional de Cabañeros).

	Jabalí	Ciervo	Corzo	Gamo	Muflón	Cabra Montés	Total
Grupo 1	3.77 (3)	6.34 (9)	2.89 (4)				(16)
Grupo 2		7.57 (3)	0.34 (1)				(4)
Grupo 3	3.45 (3)	1.27 (3)	3.83 (9)	9.45 (1)			(15)
Grupo 4	1.15 (1)	8.53 (3)	3.97 (3)	1.12 (1)			(9)
Grupo 5	8.29 (1)	7.43 (11)	1.34 (8)	10.80 (3)			(23)
Grupo 6	6.55 (9)	23.51 (28)	3.00 (20)	4.05 (7)			(64)
Grupo 7	2.95 (1)	10.76 (8)	1.07 (2)	1.87 (3)		5.82 (1)	(15)
Total	(18)	(65)	(47)	(15)	(0)	(1)	(146)

Los valores medios por tipo de coto y especie deben considerarse aún con precaución ya que el número de poblaciones por especie es aún reducido y la variabilidad que existe en cada grupo puede ser muy elevada (ver p.ej. Tablas 2, 3 y 7). En relación a la información sobre densidad poblacional disponible en bibliografía científica podemos realizar las siguientes consideraciones por especie:

- **Jabalí.** Los valores de densidad de jabalí obtenidos mediante métodos adecuados y fiables siguen siendo escasos en la literatura científica. Datos de densidad para poblaciones de jabalí de la Península Ibérica basados en datos de caza sugieren una densidad media de 0.31 ind/Km², pero con elevada variabilidad entre regiones (Bosch et al. 2012). Estudios más recientes y basados en información precisa, como la proveniente de fototrampeo y la aplicación del modelo de encuentro aleatorio, han estimado densidades puntuales de 3.55 ind/Km² en Navarra, 3.24 ind/Km² en Ávila, 8.31

ind/Km² en Barcelona, 2.19 ind/Km² en Asturias y 7.21 ind/Km² en una población de Montes de Toledo (Enetwild-consortium et al. 2019). Por tanto, los valores obtenidos para Castilla-La Mancha en base a las 10 poblaciones muestreadas indican la existencia de una densidad media-alta en un contexto nacional, con poblaciones locales que muestran densidades muy elevadas (hasta 23.73 ind/km² en un coto tipo 6 de la provincia de Ciudad Real; Tabla 9). Las densidades de jabalí más elevadas se obtienen en cotos tipos 5 y 6, que son los cotos con gestión más intensiva de la región.

- **Ciervo.** Los métodos basados en observación directa, como los transectos lineales y la aplicación del muestreo de distancias, son aplicables y muy eficaces para estimar el tamaño de las poblaciones de ciervo. Las densidades que localmente pueden alcanzar las poblaciones de ciervo en la península son bastante elevadas; se han descrito densidades de hasta 66.77 ind/Km² en algunas poblaciones de Montes de Toledo y Sierra Morena (Acevedo et al. 2008) y se estiman capacidades de carga en estos ambientes que se podrían situar alrededor de los 20-25 ind/Km² (Perea et al. 2014). Fuera de estos ambientes del centro peninsular en los que se dan buenas condiciones para la especie y en donde, además, se hace una gestión intensiva para favorecer las poblaciones, la densidad poblacional es sustancialmente menor, con valores por ejemplo de 3.38 ind/Km² en la Sierra de la Culebra (Torres et al. 2015), o 12 ind/Km² en el Parque Nacional de Doñana (Palencia et al. 2021b). Las estimas generadas en el programa de monitorización muestran valores próximos a los valores medios del país en todos los tipos de coto, excepto en los de tipología 6 en los que aparecen densidades medias altas (en 10 de las 28 poblaciones mostradas en la Tabla 9 se han estimado densidades superiores a 25 in/Km²). Esta categoría incluye la mayor parte de los cotos de la región vallados perimetralmente y, por tanto, con estrategias de gestión muy dirigidas a favorecer las poblaciones de ciervo.
- **Corzo.** El corzo es el menos gregario de los cérvidos presentes en la región, lo que determina su detectabilidad y, con ello, los métodos efectivos para monitorizar el tamaño de sus poblaciones. Buscando datos recientes sobre tamaños poblacionales podemos destacar densidades de 3.01 ind/Km² en Montesinho (próximo a la Sierra de la Culebra; Valente et al. 2016), 2.3 ind/Km² en el pirineo aragonés (Herrero et al. 2013) y 2.49 ind/Km² en Málaga (Duarte et al. 2012). Estudios previos en Castilla-La Mancha reportaron densidades de 5.56 ind/Km² en diferentes poblaciones de Cuenca y Guadalajara, y de 0.8 ind/Km² en una finca de los Montes de Toledo (Palencia et al. 2021b). Los valores estimados para las 47 poblaciones monitorizadas muestran una densidad baja de corzo en la mayor parte de la región, con la salvedad de los cotos tipo 3 y 4, que se encuentran principalmente en el norte de Cuenca y Guadalajara. En estos enclaves las densidades son elevadas en el contexto nacional (de hasta 13.17 ind/Km² en un coto tipo 3 de Guadalajara) y bastante equivalentes a las obtenidas en estudios previos. Resultan destacables las densidades estimadas para los cotos tipo 5 y 6, especialmente vinculados a Montes de Toledo y Sierra Morena, en los que dadas las condiciones ambientales cabría esperar densidades más elevadas, quizás al nivel de las que aparecen en las provincias del noreste de la región. De todas formas, la especie se encuentra en expansión en la región y la gestión de esta especie se está integrando y compatibilizando cada vez más con la que los gestores realizan para el ciervo.
- **Gamo.** Los datos sobre el tamaño de las poblaciones de gamo en España son muy escasos. Se han estimado 0.1 ind/Km² en Burgos (Tellería & Sáez Royuela 1984), 3 ind/Km² en Montes de Toledo (Álvarez Jiménez 1988) y 2.55 ind/Km² en Cazorla y Segura (Escós & Alados 1988), si bien son todos ellos datos antiguos. Información más reciente

es la reportada para Doñana, que muestra una densidad de 3 ind/Km² (Palencia et al. 2021b). Los resultados obtenidos aquí muestran que existen poblaciones de gamos en la región con densidad elevada (4 de las 10 poblaciones monitorizadas en cotos 5 y 6 tuvieron densidades superiores a 10 ind/Km²).

- **Cabra montés.** La densidad de las poblaciones de cabra montés a nivel peninsular es sumamente variable. Destaca la población de Guadarrama con 44.05 ind/Km² (Refoyo et al. 2015), estando la mayor parte de las poblaciones en valores próximos a 5 ind/Km² (Pérez et al. 2002). En los últimos años esta especie ha experimentado un aumento notable y en aquellas poblaciones que se siguen en el tiempo las poblaciones se han duplicado con densidades medias actualmente próximas a 7-8 ind/Km². En estas primeras anualidades se obtuvieron datos de cabra para unos pocos observatorios. Sin embargo, y paralelamente a la implementación del programa regional, se están realizando seguimientos de la especie en el PNVASM y en las poblaciones de la provincia de Albacete. En ambos casos, la periodicidad es bianual, y la temporada 2021/2022 fue temporada de muestreo. Si bien los valores de densidad en las diferentes unidades de monitorización son variables, las densidades medias obtenidas para cada punto se consideran que son medio-elevadas (9.26 y 15.25 ind/Km², para el PNVASM y Albacete, respectivamente), especialmente algunas poblaciones de Albacete (ver Tabla 5). Ambos programas se basan en puntos fijos de observación y están bien establecidos. Se propone realizar una armonización de los protocolos de muestreo que se siguen en ambas zonas. Además, sería interesante promover dentro del programa regional el diseño e implementación de un muestreo equivalente a estos para monitorizar las poblaciones de cabra presentes en la Serranía de Cuenca y Alto Tajo, cubriéndose así la mayor parte de la distribución de la especie en la región.

CONSIDERACIONES FINALES

Hay que recordar que el principal interés del programa está en monitorizar la evolución de las poblaciones a lo largo del tiempo, y para ello la implicación de los Agentes Medioambientales es primordial. Su implicación con el programa de monitorización es cada vez mayor, como ya se puede percibir en esta segunda anualidad. No solo han generado información para un mayor número de observatorios y de poblaciones de ungulados usando los métodos de campo, sino que en esta segunda temporada se ha incidido en la recolección de estadísticos cinegéticos de calidad, tanto a nivel observatorio como a nivel regional, que en la temporada pasada no se habían recopilado. La información generada por los Agentes en 2021-2022 ha sido de gran calidad, y se han notado mejoras sustanciales en la información generada con todos los métodos y a ambas escalas de estudio (observatorio y región). Dicho esto, tras el análisis de la información se han identificado algunos problemas que se destacan aquí con la intención de corregirlos en futuras campañas:

- En cuanto a la realización de transectos lineales para la aplicación del muestreo de distancias se siguen identificando problemas en los ángulos de detección. Las observaciones registradas con ángulos comprendidos entre 90º y 270º son frecuentes. Esto indica que se registran los animales una vez superada la ubicación del animal y esto podría generar imprecisiones en las distancias registradas. Es importante registrar la ubicación de los animales en su ubicación original, antes de que el animal pudiera emprender cualquier movimiento de huida motivado por la presencia del observador.

- Cabe ser mencionado que hubo un par de cotos, uno en Ciudad Real y otro en Toledo, en los que no se registraron los datos de distancia de las observaciones durante los transectos lineales. El no disponer de estos datos imposibilita la estima de valores de densidad, por lo que el alcance y rendimiento que se puede sacar al trabajo que se realiza en campo se queda muy reducido. Es aconsejable no hacer el trabajo a no ser que se pueda garantizar que se dan las condiciones necesarias para registrar toda la información requerida.
- Revisando las tarjetas de la mayor parte de los observatorios monitorizados con fototrampeo se echan en falta fotos con las referencias visuales dentro del campo de visión de la cámara. Esto dificulta la ubicación posterior de los animales para realizar las mediciones necesarias para estimar densidades con el modelo de encuentro aleatorio. Remarcar la importancia de colocar bien las referencias de las varillas y que esa información quede guardada en las tarjetas de memoria de las cámaras; se tienen que ver en las fotos las referencias de 2.5, 5, 7.5 y 10 m y tiene que verse fotos de cuando se colocan las varillas y las referencias. Nunca borrar de las tarjetas estas fotos iniciales (ni las finales que se registren retirando las cámaras) ya que son de mucho interés para el procesado de la información.
- En alguno de los trabajos de fototrampeo se han detectado algunos errores que determinan la calidad de la información que se puede derivar de las imágenes:
 - Hay que evitar dejar objetos artificiales (p.ej. barras metálicas que se usen como marca de referencia) dentro del campo de detección de las cámaras porque alteran el comportamiento de los animales y, con ello, se produce un sesgo en los resultados. Esta temporada se dejaron barras centrales en alguno de los observatorios y eso impidió que se pudieran aprovechar todas las imágenes registradas por las cámaras.
 - Hay que verificar siempre la fecha y la hora. Se detectaron algunas cámaras que no estaban bien configuradas. Un error a este nivel implica que la información no pueda ser usada para estimar la actividad, que es uno de los parámetros requeridos para estimar densidades con el muestreo de encuentro aleatorio.
 - Comprobar el enfoque de la cámara respecto a las marcas usadas como referencia. En ocasiones se han quedado referencias fuera del campo visual de la cámara y esto dificulta el procesado de la información. El modelo de cámaras que se usa en el programa tiene un modo que permite, una vez puesta, confirmar el encuadre de la cámara.
 - Usar preferiblemente árboles para sujetar las cámaras ya que, de esta manera, no se dejan objetos artificiales que pudieran interferir en el comportamiento de los animales y que los animales acaben moviendo (tirando) las cámaras. Para esto último es importante hacer un buen uso de las cinchas de sujeción de las cámaras y ser cuidadosos a la hora de usar objetos para modificar la orientación de las cámaras; estos objetos pueden acabar moviéndose y, con ello, la orientación de la cámara se vería modificada.
- Respecto a los estadísticos de caza es importante seguir incidiendo para mejorar la información registrada y, con ello, la utilidad que puede tener para el programa de monitorización:
 - A nivel de los observatorios en algunas ocasiones se ha mostrado información agregada de más de una mancha, no pudiendo asociar un esfuerzo concreto (superficie de la mancha) a un número de animales vistos y/o cazados.

- Hay que ser muy riguroso con la información que se registra y en el caso de no disponer de algún dato es aconsejable dejarlo vacío a rellenarlo sin información fidedigna. Por ejemplo, hay eventos en los que se ha registrado el mismo número de animales avistados que cazados, y esto para las diferentes especies que se hubieran cazado ese día; esto hace sospechar que alguno de los datos, presumiblemente el del número de animales vistos (por ser el más costoso de registrar), sea poco preciso.
- A nivel regional es importante reportar la información a nivel de evento de caza, para así poder inferir el esfuerzo de caza en base al número de jornadas de caza durante la temporada.

Por un lado, la estrecha relación observada entre los valores de densidad y los índices kilométricos de abundancia para ciervo hacen pensar que quizás se pueda llegar a prescindir del registro de las distancias, lo que simplificaría el trabajo de campo y, especialmente, el análisis de los datos para monitorizar las poblaciones de ciervo. Por otro lado, la densidad estimada en base a la información de los ciervos avistados durante las batidas podría ser suficientemente precisa para estimar densidades poblacionales, lo que abre posibilidades para poder generar información para un elevado número de terrenos cinegéticos en la región. Si bien los resultados tanto de los índices kilométricos de abundancia como de las densidades inferidas desde los estadísticos cinegéticos son prometedores, aún es pronto para poder extraer conclusiones robustas sobre su utilidad para el programa y es necesario contar con un mayor número de datos para reafirmar los resultados para ciervo y para testarlas para las otras especies.

Debe ser también comentado que, si bien se ha observado una elevada consistencia en las estimas de densidad obtenidas en ambas temporadas de muestreo, en aquellos observatorios muestreados en ambas temporadas, en algunos casos puntuales se han obtenido resultados muy diferentes, haciendo pensar en posibles sesgos de muestreo. Convendría revisar los diseños de muestreo y esfuerzo empleado en esos cotos para tratar de identificar la causa que puede estar influyendo en la variabilidad de las estimas. Quizás aun no se tengan suficientes datos para identificar con precisión estas situaciones, pero conviene estar desde este momento alerta para así optimizar el rendimiento del programa de monitorización dentro de un proceso de mejora continua.

Para finalizar, cabe ser mencionado que se considera que el programa se está implementando de manera exitosa en la región ya que se percibe un aumento en la cantidad y calidad de la información recibida. Se ve necesario seguir incidiendo en la recogida de estadísticos de caza de calidad, tanto a nivel observatorio como a nivel regional, ya que podrían generar información relevante sobre el estado de las poblaciones a gran escala espacial. Respecto a la cabra montés, se valoran muy positivamente los esfuerzos de monitorización que se hacen en el núcleo de Sierra Morena y en la provincia de Albacete, y se recomienda diseñar y establecer un sistema análogo a éstos y armonizado para monitorizar las poblaciones del núcleo de la Serranía de Cuenca y el Alto Tajo, que sería el otro enclave importante para la cabra montés en la región.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quisiéramos agradecer al buen hacer de los Agentes Medioambientales de Castilla-La Mancha ya que son la columna vertebral del programa de monitorización. Ángeles Sánchez Martínez ha sido una pieza clave para la implementación del programa y recopilación de la información analizada aquí. Muchas gracias también a todos los compañeros del IREC que

han contribuido en la toma de datos y a los gestores y propietarios que, año tras año, nos facilitan sus cotos para realizar tareas de monitorización poblacional de ungulados.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acevedo P., Ruiz-Fons, F. Vicente J., Reyes-García A.R., Alzaga V. & Gortázar C. (2008) Estimating red deer abundance in a wide range of management situations in Mediterranean habitats. *Journal of Zoology* 276, 37-47

Álvarez Jiménez, G. (1988) Problemas asociados a la aplicación del transecto lineal para el censo de las poblaciones de cérvidos en un biotopo Mediterráneo (Quintos de Mora, Montes de Toledo). *Ecología*, 2:233-249

Apollonio M., Belkin V.V., Borkowski J., Borodin O.I., Borowik T. et al. (2017) Challenges and science-based implications for modern management and conservation of European ungulate populations. *Mammal Research* 62, 209-217

Bosch J., Peris S., Fonseca C., Martínez M., de la Torre A., Iglesias I. & Muñoz M.J. (2012) Distribution, abundance and density of the wild boar on the Iberian Peninsula, based on the CORINE program and hunting statistics. *Folia Zoologica*, 61:138-151

Carpio A.J., Apollonio M & Acevedo P. (2021) Wild ungulate overabundance in Europe: contexts, causes, monitoring and management recommendations. *Mammal Review* 51, 95-108

Delibes-Mateos M. (2015) Conservation conflicts involving mammals in Europe. *Therya* 6 (1)

Duarte J., Farfán M.A. & Vargas J.M. (2012) Situación de las poblaciones de corzo andaluz (*Capreolus capreolus*) en las sierras occidentales de Málaga. *Galemys* 24:35-45

ENETWILD Consortium, Vicente J., Palencia P., Plhal R., Blanco-Aguiar J., Laguna E., Soriguer R. et al. (2019). Harmonization of the use of hunting statistics for abundance estimation in different study areas. *EFSA supporting publication* 16:9

Enetwild Consortium, Acevedo P., Apollonio M., Bevilacqua C., Blanco-Aguiar et al. (2021) A practical guidance on estimation of European wild ungulate population density. *Enetwild Consortium, Spain, IREC*

Escós J. & Alados C.L. (1988) Estimating mountain ungulate density in Sierras de Cazorla y Segura. *Mammalia* 52:425-428

Forsyth D.M. Comte S., Davis N.E., Bengsen A.J., Coté S.D., Hewitt D.G., Morellet N. & Mysterud A. (2022) Methodology matters when estimating deer abundance: a global systematic review and recommendations for improvements. *Journal of Wildlife Management* 86:e22207.

Fryxell J.M., Sinclair A.R.E & Caughley G. (2014) *Wildlife Ecology, Conservation and Management*. 3rd edition. Wiley Blackwell

Garrido J.L., Gortázar, C. & Ferreres J. (2019) *Las especies cinegéticas españolas en el siglo XXI*. Independently Published

González-Crespo C., Serrano E., Cahill S., Castillo-Contreras R., Cabañeros L., López-Martín J.M., Roldán J., Lavín S. & López-Olvera JR (2018) Stochastic assessment of management strategies for a Mediterranean peri-urban wild boar population. *PLoS One*13(8): e0202289

- Herrero, J., Irizar, I., Laskurain, N. A., García-Serrano, A., García-González, R., (2005). Fruits and roots: wild boar foods during the cold season in the southwestern Pyrenees. *Italian Journal of Zoology*, 72 (1): 49-52.
- Martínez A. & Martín A.J. (2017) A matrix system using quality classes can be applied for managing sustainable wild ungulates populations: Convergence below optimum capacity, *Ecological Engineering*, 108 A,10-16
- Massei G., Kindberg J., Licoppe A., Gačić D., Šprem N., Kamler J., Baubet E., Hohmann U., Monaco A., Ozoliņš J., Cellina S., Podgórski T., Fonseca C., Markov N., Pokorny B., Rosell C. & Náhlik A. (2015) Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest Management Science* 71, 492-500
- Maublanc ML., Bideau E., Launay et al. (2016) Indicators of ecological change (IEC) as efficient tools for managing roe deer populations: a case study. *European Journal of Wildlife Research* 62, 189-197
- Morellet N., Gaillard J.M., Hewison A.J.M., Ballon P., Boscardin Y., Duncan P., Klein F. & Maillard D. (2007) Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology* 44, 634-643
- Palencia P. (2020a) trappingmotion: Integrate camera- trapping in movement and behavioural studies. R package version 1.0.0. Retrieved from <https://github.com/PabloPalencia/trappingmotion>
- Palencia P. (2020b) REM analysis vignette. Retrieved from <https://github.com/PabloPalencia/CameraTrappingAnalysis/tree/main/REM>
- Palencia P., Rowcliffe M., Vicente J. & Acevedo P. (2021) Assessing the camera trap methodologies used to estimate density of unmarked populations. *Journal of Applied Ecology*, 58, 1583-1592
- Perea, R., Girardello, M. & San Miguel, A. (2014) Big game or big loss? High deer densities are threatening woody plant diversity and vegetation dynamics. *Biodiversity and Conservation*, 23:1303-1318
- Pérez J.M., Granados J.E., Soriguer R.C., Fandos P., Márquez F.J. & Crampe J.P. (2002) Distribution, status and conservation problems of the Spanish Ibex, *Capra pyrenaica* (Mammalia: Artiodactyla) *Mammal Review* 32:26-39
- Refoyo P., Olmedo C., Polo I., Fandos P. & Muñoz B. (2015) Demographic trends of a reintroduced Iberian ibex *Capra pyrenaica victoriae* population in central Spain. *Mammalia*, 79:139-145
- Rist L., Felton A., Samuelsson L., Sanstrom C. & Rosvall O. (2013) A New Paradigm for Adaptive Management. *Ecology and Society* 18, 63
- Rosell C., Ruiz-Olmo J., Navas F., Cama A. Guinart D., Bassols E. & Vargas M.J. (2018) Catalan wild boar monitoring programme lessons learned after 20 years of implementation. 12th Symposium on Wild Boar and Other Suids
- Rowcliffe M., Field J., Turvey S. & Carbone C. (2008) Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45:1228-1236

Rowcliffe M., Carbone C., Jansen P.A., Kays R. & Kranstauber B. (2011) Quantifying the sensitivity of camera traps: an adapted distance sampling approach. *Methods in Ecology and Evolution*, 2:464-476

Sáenz-de-Santa-María A. & Tellería J.L. (2015) Wildlife-vehicle collisions in Spain. *European Journal of Wildlife Research* 61, 399

Saldaña C.A., Farfán M.A., Castro F., Vargas M. & Villafuerte R. (2018) Developing a quantitative hunting regionalization framework. A new game management tool. *Forest Systems* 27 (2)

Tellería J.L. & Sáez Royuela C. (1984) The large mammals of Central Spain. An introductory view. *Mammal Review* 14:51-56

Thomas L., Buckland S.T., Rexstad E.A., Laake J.L., Strondborg S., Hedley S.L., Bishop J.R., Marques T.A. & Burnham K.P. (2010) Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47:5-14

Torres R.T., Valente A.M., Marques T.A. & Fonseca C. (2015) Estimating red deer abundance using the pellet-based distance sampling method. *Journal of Forest Science* 61:422-430

Valente A.M., Marques T.A., Fonseca C. & Torres R.T. (2016) A new insight for monitoring ungulates: density surface modelling of roe deer in a Mediterranean habitat. *European Journal of Wildlife Research* 62:577-587

Walters C.J. (1986) Adaptive management of renewable resources. McMillan Publishers Ltd. Basingstoke