

# **DISEÑO DE UNA COMARCALIZACIÓN AMBIENTAL Y DE UNA METODOLOGÍA Y PROGRAMA DE CENSO PARA MONITORIZAR LA POBLACIÓN DE LA LIEBRE IBÉRICA (*LEPUS GRANATENSIS*) EN CASTILLA-LA MANCHA**

Contrato de servicio tecnológico entre la Dirección General de Medio Natural y Biodiversidad de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha (JCCM) y el Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos-Consejo Superior de Investigaciones Científicas (IREC-CSIC)



Informe final: noviembre de 2022

**Investigadores responsables de IREC-CSIC:** Pablo Ferreras, Pelayo Acevedo

**Integrantes del equipo de trabajo:** Javier Fernández López, Ángel Frago, Fidenciano Márquez, Sonia Illanas, Sara Puche, Alicia Martínez, Mario Fernández, Davide Carniato y Jorge Sereno

**Responsables técnicos JCCM:** Llanos Gabaldón, Sergio Ovidio Pinedo

## Contenido

1. INTRODUCCIÓN .....	2
2. METODOLOGÍA.....	3
Tarea 1 - Recopilación de información sobre variables ambientales .....	3
Tarea 2 - Definición de una serie de comarcas con características similares .....	5
Tarea 3 - Revisión bibliográfica de las metodologías que se podrían emplear.....	6
Tarea 4 - Ensayos piloto en 5-10 áreas seleccionadas y representativas de las comarcas definidas .....	6
Tarea 5 - Estimación de densidades de liebre y cálculo de índices de abundancia .....	7
Tarea 6 - Diseño de un protocolo de monitorización de los niveles de abundancia de liebre .	8
3. RESULTADOS .....	8
Tareas 1 y 2 – Comarcalización ambiental y cinegética .....	8
Tarea 3 – Revisión de métodos de estima poblacional.....	13
Tareas 4 y 5 – Pruebas de campo en localidades piloto .....	14
Tarea 6 - Diseño de un protocolo de monitorización de los niveles de abundancia de liebre	19
4. BIBLIOGRAFÍA.....	21

## 1. INTRODUCCIÓN

Las poblaciones de fauna silvestre están experimentando en las últimas décadas cambios drásticos en sus áreas de distribución y tamaños poblacionales (e.g., Acevedo & Delibes-Mateos 2013). Esto está suponiendo una amenaza para alguna de ellas, que ven diezmadas sus poblaciones, mientras que otras están en clara expansión, llegando incluso a situaciones en las que comienzan a causar daños (e.g., Carpio et al. 2021). En un escenario como el actual, la monitorización poblacional se muestra como una acción necesaria para, sustentada en información precisa, poder establecer planes de ordenación y gestión que eviten que las poblaciones lleguen a situaciones poco deseables, tanto por sufrir severas reducciones como por experimentar notables aumentos.

Tradicionalmente, la gestión de la fauna silvestre se basaba en experiencias previas provenientes de la aplicación de procedimientos bajo el paradigma de ensayo-error (Fryxell et al. 2014) que, si bien estuvieron tras el éxito de recuperación de algunas especies durante el siglo XX, no son planes eficaces a la hora de aportar soluciones rápidas a los problemas actuales, como los que atraviesan las especies vinculadas a ambientes agrarios (Smith et al. 2005). En este sentido, la gestión de fauna está reorientándose hacia sistemas adaptativos que se basan en objetivos concretos que se verifican con datos objetivos y cuantificables (Rist et al. 2013). Una de las ventajas que supone la gestión adaptativa frente a los sistemas tradicionales es que la propia gestión genera información de interés para comprender la dinámica de la población de estudio y que es usada para, fase a fase, potenciar la eficacia de la gestión en alcanzar un objetivo concreto.

Hablando de especies de interés cinegético, la gestión de las poblaciones resulta fundamental para así poder extraer rentas de las poblaciones sin comprometer con ellas la sostenibilidad de las poblaciones, ni del ecosistema que habitan. La gestión de poblaciones cinegéticas se remonta a los textos de Aldo Leopold de principios del siglo XX (Leopold 1933). Este autor ya ponía en valor por aquel entonces la necesidad de utilizar el conocimiento como pilar sobre el que establecer un plan de gestión de una población silvestre. En este sentido, la información básica que se debe conocer es la distribución y abundancia local y regional de la especie que se quiere gestionar y su evolución en el tiempo (e.g., Apollonio et al. 2017). Solo conociendo con cierta precisión cuál es en dichos términos el estado de la población se podrá establecer con cierto criterio un plan de ordenación cinegética capaz de llevar a la población a la situación deseada.

La liebre ibérica (*Lepus granatensis*) es una especie endémica de la Península Ibérica, que tiene preferencia por los espacios abiertos, destacando los agrosistemas, así como zonas de matorral ralo (Acevedo et al. 2012). Es una especie nocturna de hábitos solitarios, que pasa el día encamada en depresiones que ella misma construye (“camas”) y cuya actividad conlleva desplazamientos diarios entre las zonas de alimentación y encame, en un rango de entre 11 y 300 ha. Su dieta está compuesta por

plantas, generalmente hojas y tallos, incluyendo también inflorescencias, frutos, semillas y cortezas. Las gramíneas forman la mayor parte de la dieta a lo largo de todo el año, aunque hay variación estacional de la dieta con mayor consumo de matorrales e inflorescencias en verano. Todos estos rasgos hacen de la liebre una especie de elevada vulnerabilidad a cambios en las prácticas agrícolas y, por ello, la destacan como una buena especie indicadora de la calidad ambiental. En la última década se han identificado tendencias decrecientes en las poblaciones de liebre ibérica de algunas áreas de la Península Ibérica (e.g., Gortázar et al. 2007; Carro & Soriguer 2016). Tendencias similares han sido descritas para otras especies del género, tales como la liebre europea (*L. europaeus*), también asociada a entornos agrícolas en Europa, donde la intensificación de la agricultura se apunta como un factor clave (Tapper & Barnes 1986; Hutchings & Harris 1996; Smith et al. 2005). En esta ya de por sí delicada situación entra en escena en 2018 una enfermedad vírica, la mixomatosis, que se extendió rápidamente y causó altas tasas de mortandad (más del 50%) en poblaciones del centro-sur de España y Portugal (García-Bocanegra et al. 2019, 2021; Carvalho et al. 2020). Una vez más, un evento desgraciado, como es la entrada de una enfermedad, ha puesto de manifiesto la necesidad de la monitorización de las poblaciones por la necesidad de valorar la severidad del brote y de reajustar la gestión de las poblaciones a su nueva situación.

En este contexto, con este informe se pretende diseñar un programa de monitorización para la liebre ibérica en Castilla-La Mancha que permita detectar y cuantificar cambios poblacionales relevantes y que aporte la información necesaria para poder realizar una gestión cinegética sostenible. Concretamente, la base del programa de monitorización debe ser una comarcalización ambiental y cinegética (en base a la información de las bolsas de caza de liebre) que permita estratificar la selección de observatorios, en los que aplicar métodos de estima poblacional robustos y adecuadamente validados. La aplicación de los métodos debe establecerse en base a protocolos armonizados.

## 2. METODOLOGÍA

Tarea 1 - Recopilación de información sobre variables ambientales, climatología, hábitat, relieve y usos del suelo, que puedan influir en la abundancia de liebre ibérica.

Se caracterizaron ambientalmente los terrenos cinegéticos de Castilla – La Mancha (n=5769) en base a variables climáticas, cobertura de vegetación y topografía (ver Tabla 1). Concretamente, las variables relacionadas con el clima y la radiación solar se obtuvieron de Worldclim 2 (<https://worldclim.org/version2>). Las coberturas de vegetación y suelo fueron descargadas del proyecto ESA/CCI-LC, versión v2.0.7 (2015) (<https://www.esa-landcover-cci.org/?q=node/158>). La elevación fue extraída a partir del USGS *Space Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) GL30 (<https://ita.cr.usgs.gov/SRTM1Arc>), mientras que la cobertura de nieve se obtuvo del

repositorio *Monthly L3 Global 0.05Deg CMG*, v6 (<https://nsidc.org/data/MOD10CM>). Para el índice de influencia humana se utilizaron los datos de *The Last of the Wild Project* v2 (<http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/collection/wildareas-v2>), mientras que el periodo de crecimiento vegetal se obtuvo a partir de Agro-Ecological Zones (FAO; <http://www.appsolutelydigital.com/DataPrimer/part154.html>). El porcentaje de suelo ocupado por distintas especies vegetales tales como *Quercus* sp. y *Pinus* sp. se obtuvo del estudio de Brus et al. (2011) (*European Forest Institute* <https://www.efi.int/knowledge/maps/treespecies>). Todos estos datos se manejaron mediante el software de información geográfica QGIS 3.22 y el paquete rgdal del lenguaje R (Bivand et al. 2019). Una vez realizada la caracterización, se utilizó un análisis de componentes principales (PCA; Abdi & Williams 2010) para resumir en unos pocos factores ortogonales la variabilidad ambiental de cada coto.

Tabla 1. Variables usadas para realizar la regionalización ambiental de Castilla-La Mancha.

Código	Descripción de la variable	Código	Descripción de la variable
BIO1	Temperatura media anual [T]	lc_10	Tierras de cultivo, secano
BIO2	Rango diario de temperaturas (media)	lc_11	Cobertura herbácea
BIO3	Isotermalidad (BIO2/BIO7) (x 100)	lc_12	Cobertura de arbustos
BIO4	Estacionalidad de la T (SD x 100)	lc_20	Tierras de cultivo, regadío
BIO5	T máxima del mes más cálido	lc_30	Tierras de cultivo en mosaico (> 50%) / veg. natural (árbol, arbusto, cubierta herbácea) (<50%)
BIO6	T mínima del mes más frío	lc_40	Veg. natural en mosaico (árbol, arbusto, cubierta herbácea) (> 50%) / tierra de cultivo (<50%)
BIO7	Rango anual de T (BIO5-BIO6)	lc_60	Cubierta arbórea, de hoja ancha, de hoja caduca (> 15%)
BIO8	T media del cuatrimestre más húmedo	lc_61	Cubierta arbórea, de hoja ancha, de hoja caduca (> 40%)
BIO9	T media del cuatrimestre más seco	lc_70	Cubierta arbórea, de hoja estrecha, de hoja perenne (> 15%)
BIO10	T media del cuatrimestre más cálido	lc_71	Cubierta arbórea, de hoja estrecha, de hoja perenne (> 40%)
BIO11	T media del cuatrimestre más frío	lc_80	Cubierta arbórea, de hoja estrecha, de hoja caduca (>15%)
BIO12	Precipitación media anual [P]	lc_90	Cubierta arbórea, mezcla de hoja estrecha y ancha
BIO13	P del mes más húmedo	lc_100	Veg. en mosaico de árboles y arbustos (> 50%) / cubierta herbácea (<50%)
BIO14	P del mes más seco	lc_110	Veg. en mosaico de cobertura herbácea (>50%) / árboles y arbustos (<50%)
BIO15	Estacionalidad de la P	lc_120	Matorral
BIO16	P del cuatrimestre más húmedo	lc_122	Matorral caducifolio
BIO17	P del cuatrimestre más seco	lc_130	Pradera
BIO18	P del cuatrimestre más cálido	lc_140	Líquenes y musgos
BIO19	P del cuatrimestre más frío	lc_150	Veg. escasa (árbol, arbusto, cubierta herbácea) (<15%)
GROW	Duración del periodo de crecimiento vegetal	lc_152	Matorral escaso (<15%)
SUNRAD	Radiación solar	lc_153	Cobertura herbácea escasa (<15%)
SNOW	Porcentaje de cobertura de nieve	lc_160	Cobertura arbórea inundada

HFP	Índice de influencia humana	lc_180	Arbusto o cobertura herbácea, inundada, agua dulce / salina / salobre
ALT	Altitud media	lc_190	Áreas urbanas
SLOPE	Pendiente media del coto	lc_200	Suelo desnudo
SLOPERANGE	Rango de pendientes dentro del coto	lc_201	Suelo desnudo consolidado
Quercus	Cubierta de <i>Quercus</i> sp.	lc_202	Suelo desnudo no consolidado
Pinus	Cubierta de <i>Pinus</i> sp.	lc_210	Cuerpos de agua
		lc_220	Hielo o nieve permanente

Tarea 2 - Definición de una serie de comarcas con características similares según las variables ambientales recopiladas en la Tarea 1, y en las que es previsible encontrar distintas densidades de liebre.

Al igual que se hizo con las variables ambientales, cada uno de los terrenos cinegéticos se caracterizó en función del estado de las poblaciones de liebre y su tendencia temporal. Para ello se utilizaron los datos de los rendimientos cinegéticos (capturas anuales en cada terreno cinegético) desde la temporada 2007-2008 hasta la temporada 2020-2021 facilitados por la Consejería de Desarrollo Sostenible de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. En las bases de datos se apreció un elevado número de 0s de los que no se puede tener constancia si realmente no se ha cazado nada, si no se ha salido a cazar o simplemente si no se ha reportado el número de animales cazados. Estos 0s pueden tener un elevado efecto a la hora de estimar las tendencias poblacionales, por lo que se ha optado por excluirlos del análisis.

Los rendimientos para la temporada 2018-2019 serían los primeros en verse afectados por la entrada de la mixomatosis (García-Bocanegra et al. 2019), por lo que disponemos de información para 11 temporadas pre-mixomatosis y de 4 temporadas post-mixomatosis. Como el periodo pre y post son de duración muy diferente, se ha calculado una tendencia poblacional a nivel de coto (usando correlaciones de Pearson entre animales cazados y temporada) para las 11 temporadas pre-mixomatosis y una tendencia global, para las 15 temporadas para las que se dispone de datos; no se calcula para post-mixomatosis por ser un periodo muy corto aún. Para tener confianza en los resultados, a la hora de evaluar el cambio de estatus poblacional por la llegada de la enfermedad sólo se consideran aquellos cotos para los que se disponía de datos (distintos de 0) para al menos 5 temporadas pre y 2 temporadas post. De esta manera tratamos de minimizar el sesgo que podría haber al incluir tendencias calculadas con un número muy reducido de temporadas. Además de las tendencias poblacionales pre-mixoma y global, caracterizamos la densidad media de animales abatidos pre-mixomatosis (número medio de animales abatidos por km<sup>2</sup> entre las temporadas 2007-2008 y 2017-2018) y la densidad post-mixomatosis (número mínimo de animales abatidos por km<sup>2</sup> entre las temporadas 2018-2019 y 2021-2022).

Con la totalidad de los factores resultantes del PCA y la localización geográfica (longitud y latitud del centroide de cada coto, incluidas estas últimas en los análisis para mantener la cohesión espacial) se realizó un análisis de aglomeración de k-medias a nivel de coto (MacQueen 1967). Este procedimiento agrupa los terrenos cinegéticos

minimizando la variabilidad dentro de cada agrupación y maximizando las diferencias entre agrupaciones. Las agrupaciones resultantes podrán interpretarse, por tanto, como las regiones ambientales de Castilla-La Mancha. Seguimos un procedimiento analítico de agrupación similar para valorar las diferentes situaciones poblacionales que presentan las liebres en la región; en este caso, además de las variables geográficas se consideraron las densidades (pre- y post-mixomatosis) de animales abatidos y las tendencias poblacionales (pre-mixomatosis y global) para realizar las agrupaciones.

### Tarea 3 - Revisión bibliográfica de las metodologías que se podrían emplear para estimar la abundancia relativa (índices) o absoluta (densidades) de liebres.

Son numerosos los trabajos que evalúan las diferentes metodologías disponibles para monitorizar las poblaciones de lagomorfos silvestres, si bien son más frecuentes los centrados en conejo (e.g. Fernández-de-Simón et al. 2011). Si bien no existe ninguna revisión concreta sobre los métodos aplicables para liebre ibérica, podemos considerar el trabajo de Langbein et al. (1999) como referencia ya que, si bien monitorizan liebre europea (*L. europaeus*), los métodos directos e indirectos propuestos para esta especie son aplicables a la especie ibérica. Además de esto, se revisaron los métodos de estima de tamaño poblacional aplicables a lagomorfos silvestres y las fichas resumen generadas en el marco de proyectos europeos (e.g., [www.aphaea.eu](http://www.aphaea.eu)). Serán estos los trabajos que se tomen como referencia para revisar las metodologías disponibles y valorar su aplicabilidad para el caso de la liebre ibérica.

### Tarea 4 - Ensayos piloto en 5-10 áreas seleccionadas y representativas de las comarcas definidas en la Tarea 2, empleando las metodologías seleccionadas en la Tarea 3.

Aunque los fareos nocturnos combinados con muestreo de distancias son un método de fiabilidad constatada para estimar las densidades de liebre, como muestra la revisión realizada en la Tarea 3, esta metodología implica trabajo nocturno, que no siempre es posible para colectivos como los Agentes Medioambientales. Por ello se ha valorado la viabilidad de realizar conteos al amanecer como una alternativa que no requeriría el trabajo por la noche.

Se seleccionaron 10 áreas piloto de Castilla-La Mancha con presencia de liebre donde se realizaron recorridos nocturnos con faro y recorridos al amanecer para estimar en los dos periodos la densidad mediante el muestreo de distancias o, en su defecto, un índice de abundancia (IKA). Estos muestreos se hicieron en el verano de 2022 (entre julio y octubre), que es el periodo del año en el que cabe esperar las mayores densidades de liebre. Los recorridos, de unos 15 km de longitud, se repitieron durante 2-3 días o noches próximas, anotando la distancia de cada observación y el ángulo con respecto a la línea del recorrido para estimar la distancia perpendicular de observación. Se calculó el Índice Kilométrico de Abundancia (IKA) para cada localidad y periodo (nocturno y al amanecer)

y, en caso de obtener un número suficiente de observaciones, se estimó la densidad mediante la metodología de muestreo de distancias (Burnham et al. 1980). Se comprobó si existe correlación entre los IKAs nocturnos y al amanecer, lo que indicaría que podrían emplearse los conteos al amanecer como método de estima de abundancia de liebre. Como método de referencia se utilizó la densidad estimada durante la noche.

Paralelamente, se determinaron mediante fototrampeo los patrones de actividad de las liebres en algunas (8) de las localidades de muestreo. El objetivo era valorar el grado en el que la actividad al amanecer varía respecto a la actividad nocturna y evaluar si la ratio entre la actividad entre ambos periodos es capaz de explicar las diferencias que pudiera haber en las estimas de densidad. Las cámaras se colocaron habitualmente próximas a lugares donde se habían avistado liebres durante los recorridos de conteo nocturnos o al amanecer, o en áreas apropiadas para la liebre (áreas abiertas), con algo de matorral donde ocultar las cámaras para evitar robos. Las cámaras permanecieron activas generalmente durante un mes, revisándose a los 15 días de su colocación para comprobar su funcionamiento y reponer en caso necesario baterías y tarjetas. Algunas de las cámaras que no registraron liebres durante el primer mes a pesar de estar colocadas próximas a zonas donde habían sido observadas, se mantuvieron instaladas durante un mes más. Con los datos obtenidos a partir del fototrampeo se ha estimado el ritmo de actividad mediante ajuste de funciones de Kernel (Ridout & Linkie 2009).

#### Tarea 5 - Estimación de densidades de liebre y cálculo de índices de abundancia a partir de los datos obtenidos en los ensayos piloto de la Tarea 4.

Brevemente, la información de los transectos lineales (al amanecer y nocturnos) se analizó usando la metodología de *Distance Sampling* (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 es, además, 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 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 <http://distancesampling.org/Distance/index.html>).

## Tarea 6 - Diseño de un protocolo de monitorización de los niveles de abundancia de liebre.

La información generada a partir de todas las tareas se integró para diseñar un programa de monitorización poblacional de liebre en Castilla-La Mancha. El programa recoge información concreta sobre qué y cuantas unidades muestrales considerar, cuál debería ser la periodicidad, qué métodos habría que usar y, además, explora las sinergias potenciales que pudieran existir con otros programas de monitorización de fauna silvestre ya puestos en marcha por la Consejería de Desarrollo Sostenible.

### 3. RESULTADOS

#### Tareas 1 y 2 – Comarcalización ambiental y cinegética

La caracterización ambiental, y la comarcalización que en base a ella se obtiene de los cotos, es la reportada en el diseño del plan de monitorización de ungulados en la región (Acevedo et al. 2019). En ella se diferencian 4 regiones, nombradas como: Tajo (noroeste), Serranía y Alto Tajo (noreste), Mancha (sureste y centro) y Montes de Toledo y Sierra Morena (suroeste).

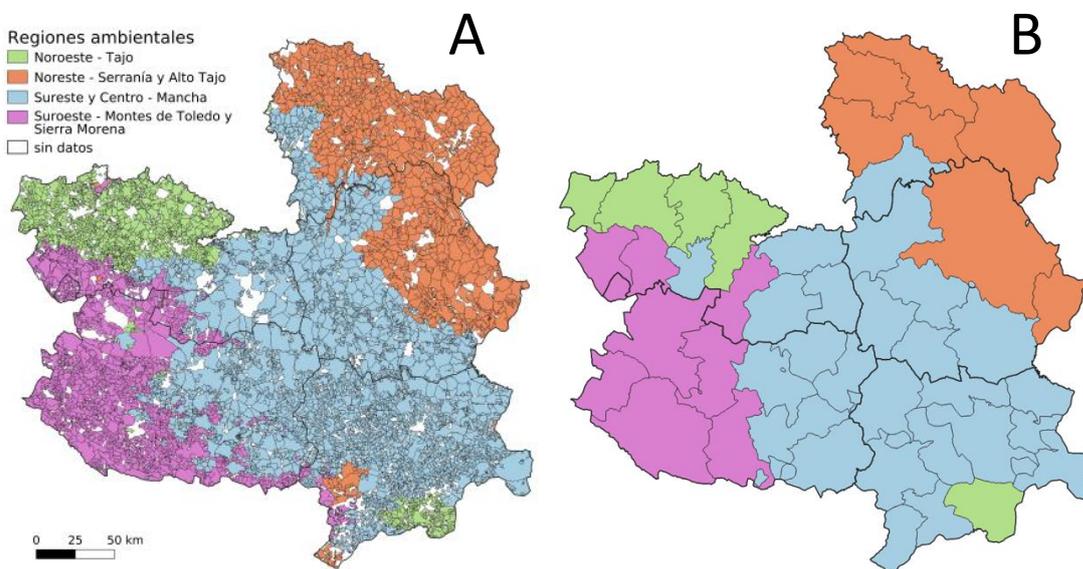


Figura 1. Regionalización ambiental de Castilla-La Mancha a nivel de coto (A) y su agregación a nivel de comarca (B). Figura tomada de Acevedo et al. (2019).

Desde el punto de vista cinegético se observa un marcado declive en el número de liebres abatidas en la región durante el periodo de estudio (Figura 2), aunque el patrón espacial de las abundancias se ha mantenido estable, es decir, no ha habido

cambios notables entre años en las zonas con mayores abundancias de la especie (Figura 3).

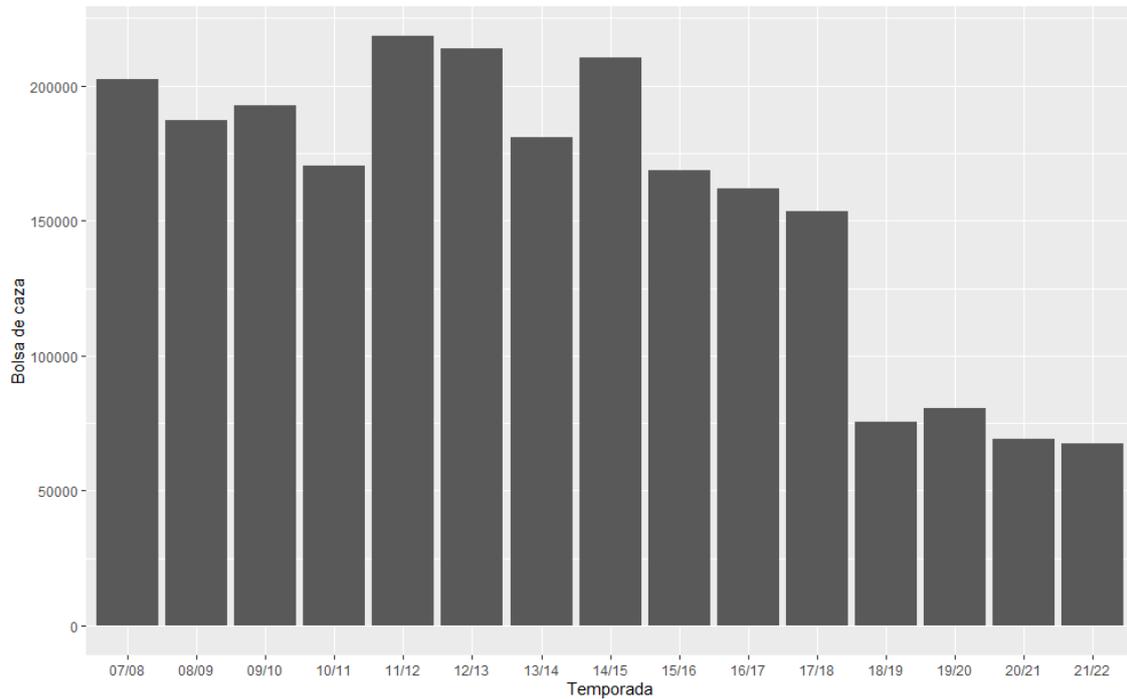


Figura 2. Evolución de las bolsas de caza (número de animales abatidos) de liebre en Castilla-La Mancha entre las temporadas 2007/2008 y 2021/2022.

Analizando las tendencias pre-mixomatosis, son los cotos de la zona centro los que tenían tendencias poblacionales más decrecientes y las tendencias son aún más decrecientes tras la entrada de la enfermedad en la mayor parte de los cotos (Figura 4). No existe ninguna relación entre la abundancia media pre-mixomatosis y el efecto potencial de la mixomatosis, medido como la diferencia entre la tendencia global y la tendencia pre-mixomatosis.

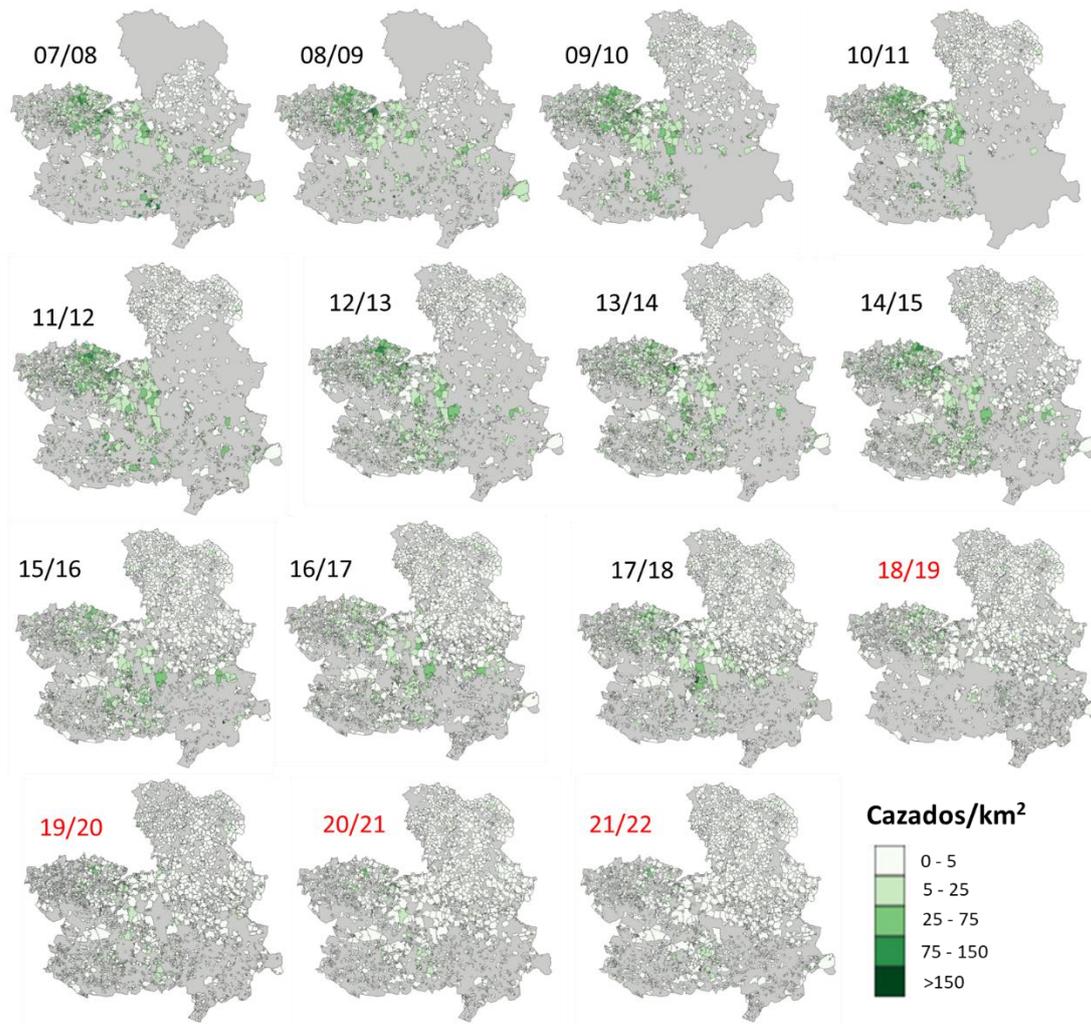


Figura 3. Distribución de la abundancia relativa (animales abatidos por unidad de superficie) de las poblaciones de liebre a nivel de coto entre las temporadas 2007/2008 y 2021/2022. Las temporadas post-mixomatosis se indican en rojo.

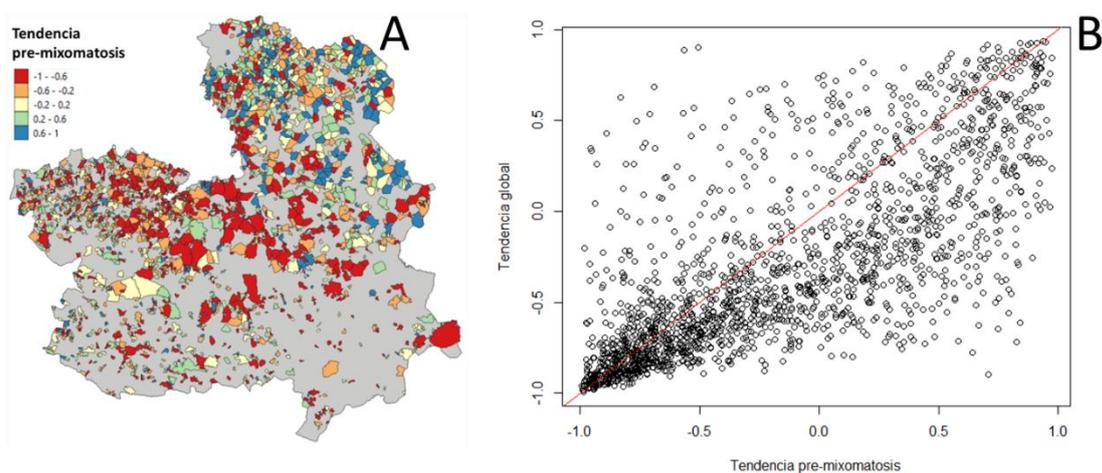


Figura 4. A) Distribución de la tendencia pre-mixomatosis, calculada en base a las bolsas de caza entre las temporadas 2007/2008 y 2017/2018 y B) su relación respecto a la tendencia global, calculada considerando la información de todas las temporadas, es decir, hasta 2021/2022. Debe notarse que la mayor parte de los puntos en B) están debajo de la línea de identidad (línea roja) lo que indica que la tendencia global es más negativa que la tendencia pre-mixomatosis.

En cuanto a la agrupación de los cotos en función del estado de las poblaciones de liebre, los análisis realizados indican que 4 es el número óptimo de grupos (Figura 5). La ubicación de los grupos guarda cierta correspondencia con las regiones ambientales presentes en la región.

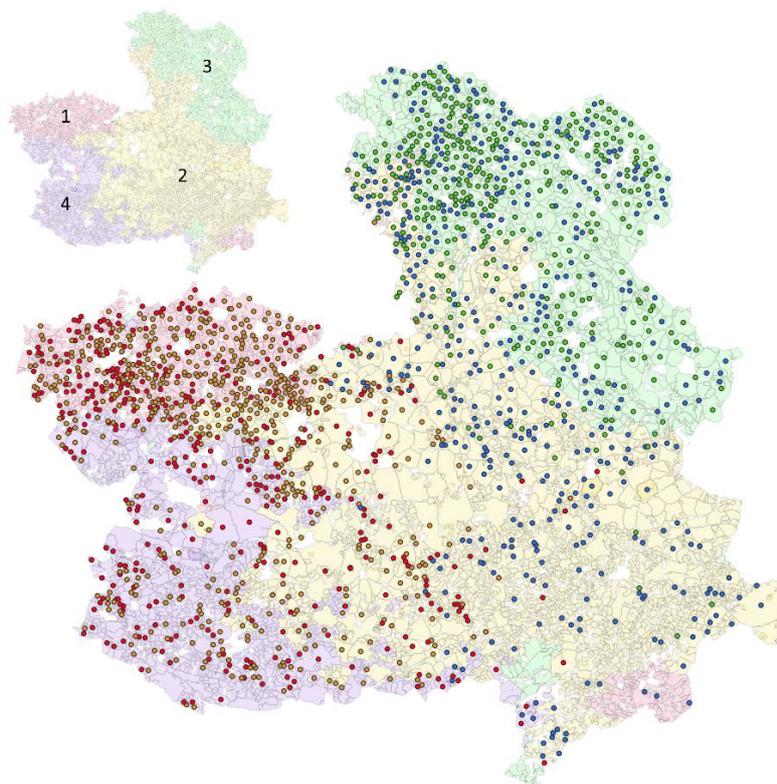


Figura 5. Caracterización de las cuatro tipologías de terrenos cinegéticos de Castilla-La Mancha en base al estado poblacional de la liebre ibérica. Los colores de los 4 tipos de cotos corresponden a las categorías definidas en la Tabla 2. En el recuadro superior se muestra la comarcalización ambiental a modo de referencia (1: Tajo, 2: Mancha, 3: Serranía y Alto Tajo y 4: Montes de Toledo y Sierra Morena).

Las características que definen los 4 tipos de cotos se muestran en la Tabla 2. Así, hay dos tipos de cotos (A y B) que se distribuyen entremezclados sin un aparente patrón espacial por las regiones ambientales 1 y 4. Otro tipo (C) se distribuye de manera también entremezclada por la regiones 2 y 3. Finalmente, el tipo restante (D) tiene una distribución ajustada a la región ambiental 3.

Tabla 2. Características poblacionales de los cuatro tipos de cotos de caza de liebre que se diferencian en Castilla-La Mancha. Se muestran los valores medios para la densidad de capturas en el periodo pre-mixomatosis (Dens-pre) y post-mixomatosis (Dens-post), así como la tendencia pre-mixomatosis (Tend-pre) y la tendencia global (Tend-global).

Tipo	Dens-pre	Dens-post	Tend-pre	Tend-global
A	11.80	1.82	-0.58	-0.69
B	5.81	2.58	0.31	-0.01
C	2.71	0.77	-0.54	-0.57
D	1.67	1.27	0.47	0.30

Básicamente, los cotos de las regiones 1 y 4 son los que mayor densidad poblacional pre-mixomatosis tenían. La diferencia principal entre ambos es en relación a las tendencias, que en el caso de los cotos tipo B eran positivas antes de la mixomatosis mientras que en los de tipo A eran marcadamente negativas. Los cotos C y D, por el contrario, tenían una densidad moderada pre-mixomatosis, la diferencia entre ellos es que en los C la tendencia era y es decreciente, mientras que en los D se mantiene una tendencia positiva y se limita a la región 3. Se pueden simplificar los resultados y decir que existen dos realidades, el oeste (cotos A y B) con densidades pre-mixomatosis elevadas en el contexto regional y con tendencias poblacionales que pueden ser muy decrecientes, y el este (C y D) con densidades moderadas y en donde se mantienen los únicos cotos que parecen no estar perdiendo población, principalmente los del norte (región 3, tipo D).

La caracterización de las tipologías de coto se ha completado con los datos de liebre que se pudieron registrar durante los transectos nocturnos realizados entre diciembre de 2021 y abril de 2022 dentro del Programa de monitorización del zorro en la región (Ferrerías et al. 2022). Esencialmente, fueron 21 transectos seleccionados, distribuidos por toda la región. Los transectos tenían aproximadamente 15km de longitud y se repetían en 3 ocasiones. Los datos se analizaron en el marco del muestreo de distancias, analizando todos los datos en conjunto y estratificando la estima de tasa de encuentro, tamaño de grupo y densidad a nivel de transecto. Los resultados indican una densidad media en la región de 2.97 ind/Km<sup>2</sup> (CV 12.8%) con una gran variabilidad entre transectos (Tabla 3).

Tabla 3. Resultados del muestreo de distancias para liebre sobre los 21 recorridos del Programa de monitorización del zorro en Castilla-La Mancha. Los códigos de los recorridos (ID) de acuerdo a lo descrito en el informe del zorro (Ferrerías et al. 2022). Se muestra el número de contactos, la longitud de los recorridos realizados por localidad, así como el coeficiente de variación (CV) asociado a las estimas.

ID	Contactos	Esfuerzo (km)	Densidad (ind/km <sup>2</sup> )	CV (%)
1	9	45.31	2.32	21.08
2	6	45.43	1.54	30.12
3	28	43.54	7.53	12.78
4	23	41.63	6.47	43.68
5	45	43.96	11.99	30.31
6	20	46.70	5.01	15.78
7	4	44.93	1.04	50.74
8	1	47.84	0.24	100.37
9	32	61.07	6.13	35.30
10	6	49.80	1.41	30.12
11	1	46.53	0.25	100.37
12	1	48.48	0.24	100.37
13	7	32.16	2.54	71.95
14	8	47.49	1.97	15.18
15	19	49.56	4.49	29.15
16	12	54.13	2.59	44.15
17	6	47.42	1.48	30.12
18	10	45.39	2.58	37.07
19	4	49.74	0.94	100.37
20	6	45.30	1.55	30.12
21	0	45.53	0.00	

Los resultados indican que las densidades actualmente son moderadas en Castilla-La Mancha y que las densidades más elevadas predominan en la región 3, seguido de la región 2, con la excepción de una localidad al oeste de la región 4 (ver Figura 6).

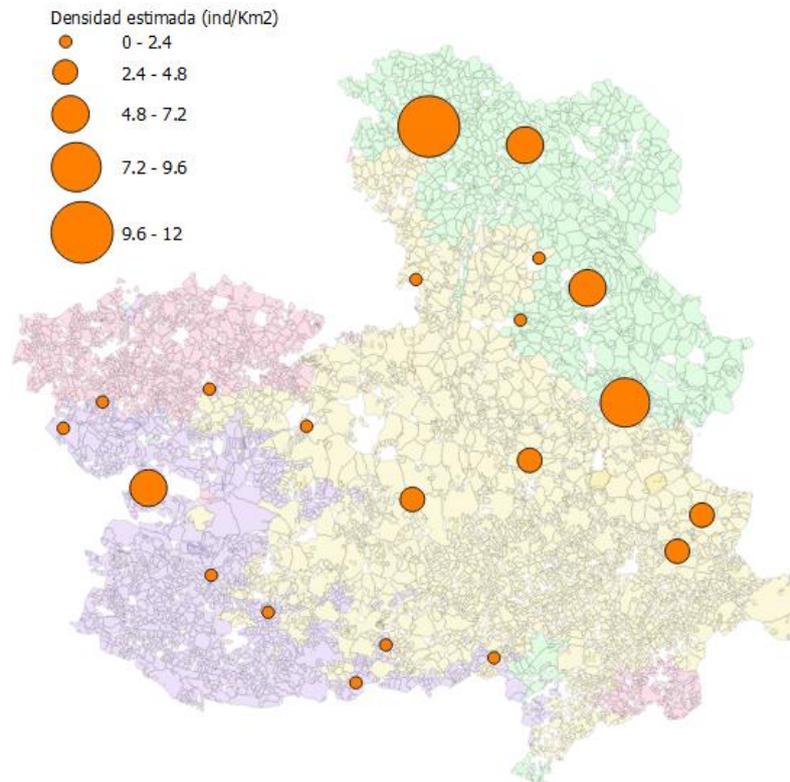


Figura 6. Valores estimados de densidad de liebre en base a los datos registrados en los 21 muestreos considerados en el Programa de monitorización del zorro en Castilla-La Mancha.

### Tarea 3 – Revisión de métodos de estima poblacional

Los resultados de la revisión bibliográfica muestran que existe un elevado número de métodos aplicables a lagomorfos silvestres, en general, y a liebre, en particular (e.g. Langbein et al. 1999). Por ello, la elección de un método u otro para un estudio concreto dependerá de las necesidades del muestreo y de las capacidades logísticas del equipo. Así en la Tabla 4 se muestra una clasificación de los diferentes métodos aplicables con este grupo de especies en función de diferentes características del muestreo. Para la descripción detallada de cada uno de los métodos se puede consultar Enetwild Consortium et al. (2021).

Tabla 4. Clasificación de diferentes métodos para monitorizar el tamaño poblacional de lagomorfos silvestres en función de ciertas características relacionadas con las necesidades de muestreo y las capacidades logísticas (1: muy bajo, 5: muy alto). Tomada de Acevedo & Gortázar (2015).

Método / Característica	Muestreo de distancias	Captura-recaptura	Índice kilométrico de abundancia	Conteos de excrementos
Abundancia/Densidad	D	D	A	A/D
Tendencias Espaciales / Temporales	T/S	T/S	T	T/S
Precisión	5	5	4	4
Independencia de la estación	2	5	2	4
Independencia de la visibilidad	4	4	2	5
Efectividad – esfuerzo	3	2	5	5
Efectividad – presupuesto	2	1	4	4
Facilidad de aprendizaje	3	2	5	5
Aplicabilidad a gran escala	4	2	5	4
Aplicable a bajas densidades	3	3	4	5
Aplicable a altas densidades	5	5	4	4

La realización de transectos lineales y la aplicación del muestreo de distancias se muestra como la alternativa más precisa y eficaz para ser implementada en un programa de monitorización a escala regional que esté basado en observatorios. El principal inconveniente que presenta este método se plantea cuando es necesario trabajar en situaciones de reducida densidad, ya que en esos casos acceder a suficiente información para poder generar estimas precisas puede ser muy costoso (en ocasiones inasumible) en términos de esfuerzo. Por ello, antes de la aplicación de un método de estas características es necesario realizar un muestreo piloto con el fin de caracterizar la época del año y periodo del día en el que se maximiza la detección de la especie, de manera que se pueda ajustar el esfuerzo de muestreo y realizar los muestreos en esas condiciones de máxima detectabilidad. Por todo ello, el método recomendado por Acevedo & Gortázar (2015) para estas especies son los transectos lineales con la aplicación del muestreo de distancias cuando el número de observaciones lo permite; si el número de detecciones fuera inferior a 20 por localidad, se propone la estima de un índice kilométrico de abundancia o IKA (en base a la información de los transectos lineales) que permita evaluar los cambios poblacionales entre temporadas y, de manera más grosera, entre diferentes poblaciones, esto último siempre que ocupen ambientes con una estructura del paisaje equivalente.

#### Tareas 4 y 5 – Pruebas de campo en localidades piloto

La densidad media estimada mediante transectos lineales nocturnos en las 10 localidades piloto fue de 4.19 liebres/km<sup>2</sup>, aunque existe una gran variabilidad entre localidades, con estimas que van desde 0.39 ± 0.31(SE) liebres/km<sup>2</sup> (San Clemente) hasta 9.92±3.95 liebres/km<sup>2</sup> (Almodóvar del Pinar; ver Tabla 5). Estos valores son próximos a los estimados en invierno-primavera de 2021-22 utilizando la misma metodología en las 21 localidades distribuidas de forma estratificada en toda Castilla-La Mancha, donde se estimó una densidad media de 2.97 liebres/km<sup>2</sup> (ver Tabla 3).

Tabla 5. Resultados del muestreo de distancias sobre transectos nocturnos para liebre en las 10 localidades seleccionadas para testar metodologías. Se muestra el número de contactos, la longitud de los recorridos realizados por localidad, así como el coeficiente de variación (CV) asociado a las estimas.

Localidad	Contactos	Esfuerzo (km)	Densidad (ind/km <sup>2</sup> )	SE	CV (%)	Función
Almodóvar del Pinar	14	42.9	9.92	3.95	39.8	Exponencial
Ballesteros	6	46.2	9.7	6.57	67.7	Exponencial
Campo de Criptana	17	45.0	2.12	0.71	33.7	Semi-normal
Horcajo de los Montes	39	47.2	7.53	1.53	<b>20.3</b>	Semi-normal
La Toba	18	44.2	3.22	0.98	<b>30.3</b>	Semi-normal
San Clemente	3	44.7	0.39	0.31	79.5	Semi-normal
Daimiel	5	51.2	0.65	0.77	118.0	Hazard
Miguelturra	17	22.8	4.78	1.04	21.8	Hazard
Tembleque	6	36.5	1.00	0.68	68.1	Hazard
Viso del Marqués	13	30.4	2.60	0.38	14.6	Hazard
<b>Total</b>	<b>138</b>	<b>411.1</b>	<b>4.19</b>			

El IKA promedio de liebre para las 10 localidades durante los fareos nocturnos fue de 0.336 liebres/km, con variación entre 0.067 (San Clemente) y 0.826 (Horcajo de los Montes) liebres/km (Tabla 6). Durante los recorridos al amanecer se observó un número mucho menor de liebres en todas las localidades, obteniéndose un IKA promedio un orden de magnitud inferior al nocturno (0.053 liebres/km), con valores por localidad entre 0.00 (Horcajo de los Montes) y 0.177 liebres/km (Campo de Criptana) (Tabla 6).

Tabla 6. Resultados del índice kilométrico de abundancia (IKA) de liebre a partir de transectos nocturnos y al amanecer en las 10 localidades seleccionadas para testar metodologías. Se muestra el número de contactos, la longitud total de los recorridos (esfuerzo) realizados por localidad, así como el índice kilométrico de abundancia (IKA) estimado como el cociente entre contactos y esfuerzo.

Localidad	Esfuerzo (km)		Contactos (nº)		IKA	
	Noche	Amanecer	Noche	Amanecer	Noche	Amanecer
Almodóvar del Pinar	42.9	42.9	14	2	0.326	0.047
Ballesteros	46.2	47.1	6	1	0.130	0.021
Campo de Criptana	45.0	45.1	17	8	0.378	0.177
Horcajo de los Montes	47.2	45.2	39	0	0.826	0.000
La Toba	44.2	42.5	18	0	0.407	0.000
San Clemente	44.7	42.5	3	1	0.067	0.022
Daimiel	51.2	54.1	5	4	0.098	0.074
Miguelturra	22.8	22.8	17	1	0.746	0.044
Tembleque	36.5	22.3	6	2	0.164	0.090
Viso del Marqués	30.4	28.7	13	2	0.428	0.070
<b>Todos</b>	<b>411.1</b>	<b>393.2</b>	<b>138</b>	<b>21</b>	<b>0.336</b>	<b>0.053</b>

Los IKAs de liebre nocturno al amanecer no estuvieron correlacionados (Pearson  $r = -0.186$ ,  $p=0.605$ ). De hecho, en la localidad donde más liebres se observaron durante los recorridos nocturnos (Horcajo de los Montes) no se observó ninguna liebre durante los recorridos al amanecer (Tabla 6). Estos resultados sugieren que los conteos de liebre al amanecer no son un buen método para estimar la abundancia de liebre.

Finalmente, las diferencias de las estimas entre los transectos nocturnos y los realizados al amanecer se trató de explicar mediante el estudio de las variaciones en la actividad de la especie a partir de la instalación de 23 cámaras de foto-trampeo en 8 de las localidades piloto. Con un esfuerzo de 792 días-cámara, se obtuvieron un total de 34 detecciones independientes (>30 min) de liebre (Tabla 7). Con esa información se ha estimado un ritmo de actividad promedio para las 8 localidades muestreadas. La actividad de la liebre fue eminentemente nocturna (Figura 7), con picos de actividad en la primera y la segunda mitad de la noche. Sin embargo, la actividad de las liebres fue prácticamente nula entre el amanecer y el anochecer, lo que explicaría la escasez de observaciones durante los recorridos al amanecer (Tabla 7).

Tabla 7. Resultados del fototrampeo realizado en 8 de las localidades piloto.

Localidad	Cámara	Fecha inicio	Fecha fin	Días operativa	Contactos
Almodóvar del Pinar	LIAL01	18/08/2022	26/10/2022	69	0
	LIAL02	18/08/2022	22/10/2022	65	0
	LIAL03	18/08/2022	26/10/2022	69	10
Ballesteros	LIBAL01	06/09/2022	05/10/2022	29	1
	LIBAL02	06/09/2022	05/10/2022	29	0
	LIBAL03	06/09/2022	05/10/2022	29	4
Campo de Criptana	LICAM01	08/10/2022	07/11/2022	30	0
	LICAM02	08/10/2022	07/11/2022	30	0
	LICAM03	08/10/2022	07/11/2022	30	0
Horcajo de los Montes	LIHOR01	31/08/2022	30/09/2022	30	0
	LIHOR02	31/08/2022	30/09/2022	30	1
	LIHOR03	31/08/2022	30/09/2022	30	1
La Toba	LITOB01	09/09/2022	10/10/2022	31	0
	LITOB02	09/09/2022	10/10/2022	31	0
	LITOB03	09/09/2022	10/10/2022	31	2
San Clemente	LISCO1	24/08/2022	10/10/2022	47	5
	LISCO2	24/08/2022	22/09/2022	29	0
	LISCO3	24/08/2022	10/10/2022	47	0
Miguelturra	LIMG01	05/08/2022	14/08/2022	9	0
	LIMG02	05/08/2022	09/08/2022	5	0
Viso del Marqués	LIVM01	29/07/2022	05/09/2022	37	9
	LIVM02	29/07/2022	07/08/2022	18	1
	LIVM03	29/07/2022	05/09/2022	37	0
<b>TOTAL</b>	<b>23</b>			<b>792</b>	<b>34</b>

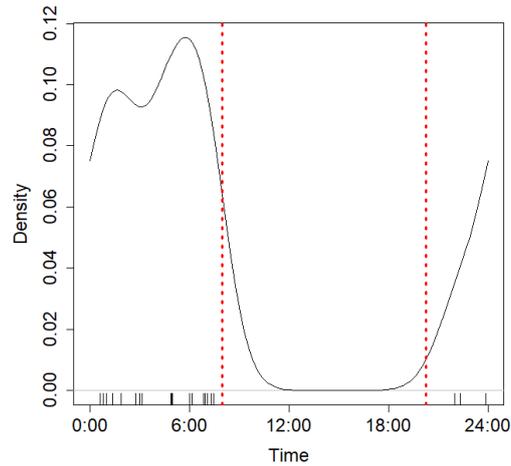


Figura 7. Actividad de la liebre ibérica estimada mediante foto-trampeo en 8 localidades de Castilla-La Mancha y ajuste de funciones de Kernel. Las líneas de puntos indican las horas aproximadas del amanecer y el anochecer.

Estos resultados se ven confirmados por los obtenidos anteriormente en el marco de otros proyectos de investigación en varias localidades de las provincias de Toledo, Ciudad Real y Guadalajara (Figura 8). Aunque el periodo de máxima actividad varía entre localidades y estaciones de muestreo, estos datos vienen a confirmar la escasa actividad de la liebre durante el periodo diurno en comparación con el periodo nocturno.

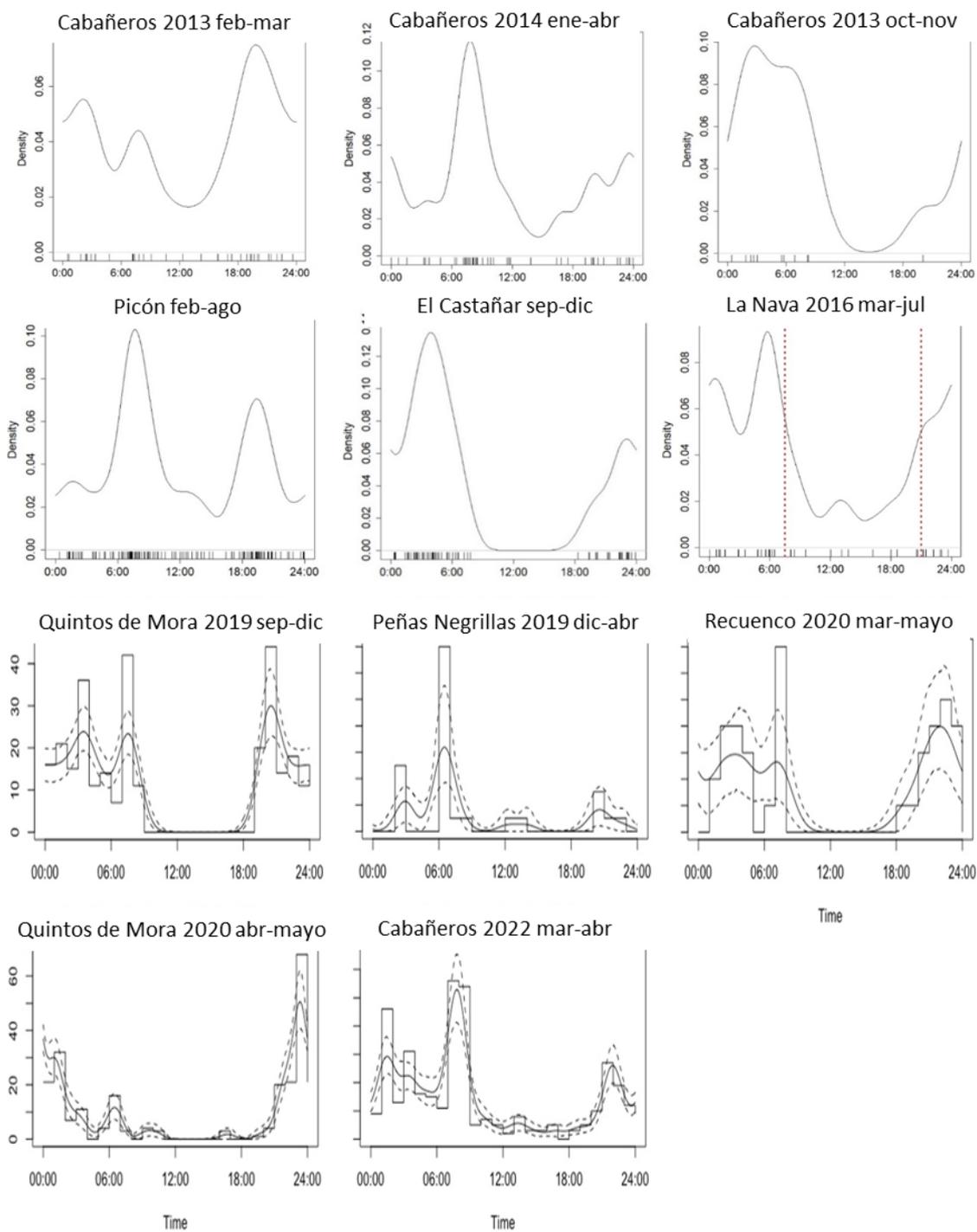


Figura 8. Patrones de actividad para la liebre ibérica estimados mediante foto-trampeo en diferentes localidades y estaciones en Castilla-La Mancha.

## Tarea 6 - Diseño de un protocolo de monitorización de los niveles de abundancia de liebre

Al no existir patrones espaciales claros en los tipos de coto descritos y al ser claras las diferencias entre oeste y este, el programa de monitorización debería estar estratificado a este nivel, muestreando un número suficiente de cotos en cada territorio para poder garantizar en cada zona la monitorización de cotos con tendencias muy decrecientes (tipos A y C, respectivamente), y cotos con tendencias más favorables (tipos B y D, respectivamente).

El programa de monitorización se podría basar en 3 metodologías principales y a dos escalas de trabajo:

- A escala regional habría que incidir en la recogida sistemática de los estadísticos de caza por parte de todos los acotados. Idealmente, poder contar con información sobre el número de jornadas reales de caza en la temporada (número de días que cada cazador dedica a la caza de liebres) podría ser de gran interés para analizar e interpretar los estadísticos de caza. Paralelamente, se podría motivar a los galgueros para que registren datos durante sus actividades ya que el número de animales que se observan en relación a la superficie que se bate podría ser un buen indicador de abundancia poblacional. Se podría facilitar alguna ficha o plataforma web para que los galgueros registren esta información.

- A escala observatorios el método de referencia serían los transectos lineales durante la noche para la aplicación del muestreo de distancias, como se ha descrito en este informe. Estos recorridos pueden ser realizados por los Agentes Medioambientales y permitirán generar información precisa sobre la densidad poblacional. Los observatorios deberían estar distribuidos de forma estratificada según los 4 tipos de cotos que se han definido (A, B, C y D; ver Tabla 2). Se recomienda buscar sinergias con otros programas de monitorización que utilicen metodologías similares, como el propuesto por el IREC para el zorro (Ferrerías et al. 2022). Los 21 cotos incluidos en el programa del zorro que siguen la metodología propuesta aquí deberían ampliarse, y un objetivo realista a corto-medio plazo podría ser llegar hasta 35-40 cotos. Para ello, sería recomendable considerar los cotos de la red PECOLI, establecida por la JCCM para monitorizar los cambios de abundancia de perdiz, conejo y liebre y que actualmente muestrean los Agentes Medioambientales. Sin embargo, estos muestreos, tal como se realizan en la actualidad, tienen el inconveniente de que se realizan en periodo diurno que, como se ha mostrado en este informe, es el periodo de menor actividad de la liebre, por lo que los resultados que proporcionan no son un buen indicador de su abundancia. Tal como se ha descrito en este informe, es fundamental realizar los recorridos durante las primeras horas de la noche con la ayuda de un foco; se podría fomentar la realización de estos muestreos nocturnos al menos en una selección de los puntos de la red PECOLI.

Una vez seleccionados los observatorios la implementación del programa podría hacerse de manera gradual. Así, el número de contactos de liebre obtenidos por unidad

de longitud (km) recorrida proporcionará un buen índice de abundancia de liebre (IKA), aunque es necesario obtener un número mínimo de observaciones para obtener índices fiables, lo que implica repetir los mismos recorridos en distintas noches. Se recomienda seguir el protocolo empleado en los muestreos piloto realizados durante este trabajo, que implica 3 noches de muestreo en recorridos de unos 15 km. Si se emplean los recorridos de la red PECOLI, de longitud algo menor (~10 km), se recomienda un número mínimo de 5 repeticiones. En una fase posterior del programa, y a medida que se vaya disponiendo del material necesario, se recomienda durante los recorridos nocturnos registrar los datos de distancia de observación (estimada mediante telémetro) y ángulo con respecto a la línea del recorrido, parámetros que permitirán estimar densidades de liebre con una precisión conocida, y de esa forma mejorar sustancialmente la calidad de la información en la que basar la monitorización de las variaciones espaciales y temporales de la especie.

La utilidad de los observatorios trasciende a la generación de información de interés para la gestión. Una selección de los mismos se podría aprovechar para poner a punto metodologías con el objetivo de simplificarlas al máximo y favorecer así su implementación en un mayor número de cotos. Por ejemplo, se puede explorar la relación entre los indicadores de abundancia extraídos de la caza con galgo y la densidad que se estima a partir de los transectos. Esto permitirá elaborar protocolos de toma de datos optimizados que podrían ser transferidos a todos los galgueros para ser implementados a nivel regional (en aquellos cotos en los que cazan con galgo). Se considera que tras 2-3 años de implementación del programa se podría disponer de protocolos optimizados que pudieran favorecer la expansión del programa de monitorización a un mayor número de cotos. Para ello, una de las labores del programa debe ser la motivación e implicación de los Agentes Medioambientales en la monitorización de la fauna silvestre de la región, siendo éstos fundamentales para promover la concienciación e implicación de las sociedades de cazadores.

## 4. BIBLIOGRAFÍA

- Abdi H. & Williams L.J (2010) Principal component analyses. Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics 2, 433-459
- Acevedo P. & Delibes-Mateos P. (2013) Efectos de los cambios en los usos del suelo en las especies cinegéticas en el sur de España: repercusiones para la gestión. Ecosistemas, 22(2), 33-39.
- Acevedo P. & Gortázar C. (2015) APHAEA/EWDA Species Card: European lagomorphs. En: Network for wildlife surveillance in Europe [https://www.aphaea.eu/sites/default/files/card\\_extern/aphaea\\_speccard\\_lagomorphs\\_171215.pdf](https://www.aphaea.eu/sites/default/files/card_extern/aphaea_speccard_lagomorphs_171215.pdf)
- Acevedo P., Melo-Ferreira J., Real R. & Alves P.C. (2012) Past, Present and Future Distributions of an Iberian Endemic, *Lepus granatensis*: Ecological and Evolutionary Clues from Species Distribution Models. Plos One, 7 (12): e51529.
- Acevedo P., Fernández-López, J., Abad, L., Montoro, V., Gabaldon, L. & Vicente J. (2019) Diseño de inventario y comarcalización en el ámbito de Castilla-La Mancha de las especies de ungulados presentes en la región. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha; informe inédito
- 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 DOI 10.1007/s13364-017-0321-5
- Bivand R., Keitt T. & Rowlingson B. (2019). rgdal: Bindings for the 'Geospatial' Data Abstraction Library. package version 1.4-8 <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>
- Brus D.J., Hengeveld G.M., Walvoort D.J.J., Goedhart P.W., Heidema A.H., Nabuurs G.J. & Gunia K. (2011) Statistical mapping of tree species over Europe. European Journal of Forest Research 131, 145-157
- Burnham K.P., Anderson R.R. & Laake J.L. (1980). Estimation of density from line transect sampling of biological populations. Wildlife Monographs 72, 1–202.
- Carpio A.J., Apollonio M & Acevedo P. (2021) Wild ungulate overabundance in Europe: contexts, causes, monitoring and management recommendations. Mammal Review doi: 10.1111/mam.12221
- Carro F. & Soriguer R.C. (2016) Long-term patterns in Iberian hare population dynamics in a protected area (Doñana National Park) in the southwestern Iberian Peninsula: Effects of weather conditions and plant cover. Integrative Zoology, 12 (1): 49-60
- Carvalho C.L., dos Santos F.A.A., Monteiro M., Carvalho P., Mendonça P., & Duarte M.D. (2020) First cases of myxomatosis in Iberian hares (*Lepus granatensis*) in Portugal. Veterinary Record 8:e001044
- Enetwild Consortium, Acevedo P, Apollonio M, Bevilacqua C, Blanco-Aguilar et al. (2021) A practical guidance on estimation of European wild ungulate population density. Enetwild Consortium, Spain, IREC

- Fernández-de-Simón J, Díaz-Ruiz F, Cirilli F, Tortosa FS, Villafuerte R et al. (2011) Towards a standardized index of European rabbit abundance in Iberian Mediterranean habitats. *European Journal of Wildlife Research* 57:1091-1100.
- Ferreras P., Fragoso A., Márquez F., Descalzo E. (2022) Programa de monitorización del zorro en Castilla-La Mancha. Contrato de I+D entre la DGMNyB de la JCCM y el IREC-CSIC. Informe final inédito. Junio de 2022.
- Fryxell J.M., Sinclair A.R.E & Caughley G. (2014) *Wildlife Ecology, Conservation and Management*. 3rd edition. Wiley Blackwell.
- García-Bocanegra I., Camacho-Sillero L., Risalde M.A., Dalton K.P., Caballero-Gómez J et al. (2019) First outbreak of mixomatosis in Iberian hares (*Lepus granatensis*). *Transboundary and Emerging Diseases* 66:2204-2208
- García-Bocanegra I., Camacho-Sillero L., Caballero-Gómez J., Agüero M. et al. (2020) Monitoring of emerging myxoma virus epidemics in Iberian hares (*Lepus granatensis*) in Spain, 2018–2020, *Transboundary and Emerging Diseases* 68: 1275-1282
- Gortázar C., Millán J., Acevedo P., Escudero M.A., Marco J. et al. (2007). A large-scale survey of brown hare *Lepus europaeus* and Iberian hare *L. granatensis* populations at the limit of their ranges. *Wildlife Biology* 13: 244-250.
- Hutchings M.R. & Harris S. (1996) The Current Status of the Brown Hare (*Lepus europaeus*) in Britain. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- Langbein J., Hutchings M.R., Harris S., Stoate C., Tapper S.C. & Wray S. (1999) Techniques for assessing the abundance of Brown Hares *Lepus europaeus*. *Mammal Rev* 29: 93-116
- Leopold A. (1933) *Game Management*. C. Scribner's Sons
- MacQueen J. (1967) Some Methods for Classification and Analysis of Multivariate Observations. En: *Proceedings of the Fifth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability*, Volume 1: Statistics, 281–97. Berkeley, Calif.: University of California Press
- Ridout M.S. & Linkie M. (2009) Estimating Overlap of Daily Activity Patterns From Camera Trap Data. *J. Agric. Biol. Environ. Stat.* 14, 322–337.
- Rist L., Felton A., Samuelsson L., Sanstrom C. & Rosvall O. (2013) A New Paradigm for Adaptive Management. *Ecology and Society* 18: 63
- Smith R.K., Jennings N. & Harris S. (2005) A quantitative analysis of the abundance and demography of the European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agricultural and climate. *Mammal Review* 35(1)
- Tapper S.C. & Barnes R.F.W. (1986) Influence of farming practice on the ecology of the brown hare (*Lepus europaeus*). *Journal of Applied Ecology* 23: 39-52
- Thomas L., Buckland S.T., Rexstad E.A., Laake J.L., Strondberg 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