

# El papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de las especies cinegéticas



Rafael Mateo · Beatriz Arroyo  
Christian Gortázar  
(Eds.)



Ediciones de la Universidad  
de Castilla-La Mancha



# **El papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de especies cinegéticas**

Rafael Mateo

Beatriz Arroyo

Christian Gortázar

(Eds.)



# **El papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de especies cinegéticas**

Rafael Mateo

Beatriz Arroyo

Christian Gortázar

(Eds.)

Jornadas de Trabajo

Ciudad Real, 16-18 de noviembre de 2020



Ediciones de la Universidad  
de Castilla-La Mancha

Cuenca, 2021

**Cómo citar estas actas:**

Mateo, R., Arroyo, B. & Gortázar, C. (Eds.) (2021). El Papel de la Caza en la Gestión de la Sobreabundancia de Especies Cinegéticas. Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha. [http://doi.org/10.18239/jornadas\\_2021.30.00](http://doi.org/10.18239/jornadas_2021.30.00)

**Cómo citar uno de los capítulos:**

Gortázar, R. & Fernández-de-Simón, J. (2021). Introducción al papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de especies cinegéticas. En El Papel de la Caza en la Gestión de la Sobreabundancia de Especies Cinegéticas. Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha. [http://doi.org/10.18239/jornadas\\_2021.30.01](http://doi.org/10.18239/jornadas_2021.30.01)

© de los textos e ilustraciones: sus autores.

© de la edición: Universidad de Castilla-La Mancha.

Edita: Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha.

Colección JORNADAS Y CONGRESOS n.º 30

© Foto de cubierta: Christian Gortázar. Foto contra cubierta François Mougeot



Esta editorial es miembro de la UNE, lo que garantiza la difusión y comercialización de sus publicaciones a nivel nacional e internacional

ISSN: 2697-049X

I.S.B.N.: 978-84-9044-433-7

D.O.I.: [http://doi.org/10.18239/jornadas\\_2021.30.00](http://doi.org/10.18239/jornadas_2021.30.00)

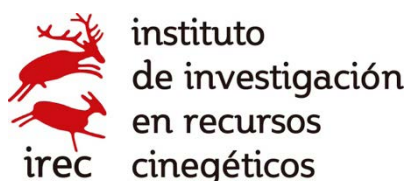
Hecho en España (U.E.) – *Made in Spain (E.U.)*



Esta obra se encuentra bajo una licencia internacional Creative Commons CC BY 4.0.

Cualquier forma de reproducción, distribución, comunicación pública o transformación de esta obra no incluida en la licencia Creative Commons CC BY 4.0 solo puede ser realizada con la autorización expresa de los titulares, salvo excepción prevista por la ley. Puede Vd. acceder al texto completo de la licencia en este enlace: <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.es>

Colaboran:



Dirección General de Medio Natural y  
Biodiversidad de Castilla-La Mancha

## ÍNDICE

PREFACIO .....	9
PROGRAMA DE LAS JORNADAS.....	11
PONENCIAS.....	15
Introducción al papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de especies cinegéticas ... <i>Christian Gortázar y Javier Fernández-de-Simón</i>	17
La importancia de los aspectos humanos en la gestión de los daños causados por fauna sobre- abundante .....	29
<i>Beatriz Arroyo y Miguel Delibes-Mateos</i>	
Caracterización espacio-temporal de los daños por conejo y mecanismos de gestión .....	37
<i>Carlos Rouco</i>	
Conflicto y cooperación: percepción de los actores implicados sobre los daños de conejo y su gestión. Implicaciones para mecanismos coordinados de gestión. ....	49
<i>Miguel Delibes-Mateos, Beatriz Arroyo, Jorge Ruiz, Fernando E. Garrido y Rafael Villafrute</i>	
Monitorización y sobreabundancia de las especies cinegéticas: el caso del jabalí.....	61
<i>Joaquín Vicente<sup>a</sup> y Rachele Vada</i>	
Papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de jabalí.....	81
<i>Jorge Ramón López-Olvera</i>	
MESAS REDONDAS.....	91
CONCLUSIONES .....	101
ANEXO .....	109



## Prefacio

La relación de nuestra especie con el medio ambiente cada vez nos preocupa más, no sin una motivación que responde a un instinto de supervivencia colectiva. Una vez colonizado todo el planeta a lo largo de varias decenas de miles de años, no queda otra que aprender a conservar lo que tenemos porque de momento no hay nada habitable más allá de la última frontera. En este camino cruzando montañas, ríos y mares, nuestra especie ha ido en busca de nuevos lugares en los que vivir, y cómo no, en los que cazar. Los *sapiens*, como fueron antes otras especies de *Homo* (en Europa *antecessor*, *heidelbergensis* y *neanderthalensis*), somos un depredador más (y a veces una presa) de las redes tróficas. De hecho, la caza es una actividad que ha modelado a nuestra especie a lo largo de 300.000 años (y más de un millón de años si contamos los otros *Homo*), pero que dejó de ser esencial para una gran parte de la humanidad hace tan solo 9.000 años y empieza a ser cuestionada por algunos en las últimas décadas.

A principios de 2020, Félix Romero, Director General de Medio Natural y Biodiversidad de Castilla-La Mancha, y Llanos Gabaldón, Jefa del Servicio de Caza de Castilla-La Mancha, me pidieron que organizáramos en el IREC unas jornadas para debatir sobre el papel de la caza en la gestión de las poblaciones de algunas especies cinegéticas, principalmente para abordar el problema que representa la sobreabundancia de algunas para la agricultura, la ganadería, la seguridad vial, e incluso para la conservación de los ecosistemas. Seguramente la respuesta más trivial y evidente a la cuestión planteada en estas jornadas está simplemente en la propia evolución de nuestra especie y su interacción con sus presas a lo largo de estos cientos de miles de años.

Desde luego, la realidad de la caza ha cambiado mucho desde el Paleolítico Superior. Las armas no han parado de perfeccionarse, ante lo que, como decía Ortega y Gasset en el Prólogo a Veinte Años de Caza Mayor, “el hombre se fue poniendo limitaciones frente al animal para dejar a este su juego para no desnivelar excesivamente la pieza y el cazador, como si ultrapasar cierto límite en esa relación aniquilase el carácter esencial de la caza, transformada en pura matanza y destrucción...”.

Sé por el debate de las jornadas, que no gusta ni a unos ni a otros el considerar al humano cazador como un depredador y una parte natural de las redes tróficas. Predomina, por nuestra capacidad cognitiva que nos permite autoexcluirnos de la realidad natural, la idea de ser algo más cercano a una divinidad que observa y decide el futuro del planeta. Por desgracia nos llevará un tiempo ser capaces de comprender por completo el funcionamiento de Gaia, al menos para no meter la pata una vez más y que esa no sea la definitiva. Por el momento, podemos ser más humildes y asumir que somos todavía ese cazador que contempla a su presa. Y ante el que esta responde como frente a un depredador más.

Rafael Mateo  
Director del IREC



## PROGRAMA DE LAS JORNADAS



El papel de la caza en la gestión de la  
**sobreabundancia**  
de especies cinegéticas

Jornadas de trabajo

Del del 16 al 18 de Noviembre de 2020



## Programa de las Jornadas

### **Día 1. Introducción**

**16/11/2020**

*Tarde. 16:00 a 20:00.*

16:00-16:15. Inauguración.

José Luis Escudero (Consejero de Desarrollo Sostenible de Castilla-La Mancha).

Félix Romero (Director General de Medio Natural y Biodiversidad de Castilla-La Mancha).

16:15-17:00. Christian Gortázar (IREC). Introducción al papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de especies cinegéticas.

17:00-17:30. Beatriz Arroyo (IREC). ¿Qué queremos gestionar, la “sobreabundancia” o los “daños/impactos”? La importancia de los aspectos no ecológicos para desarrollar medidas de gestión social y ambientalmente responsables y económicamente viables

17:30-18:00. Ronda de preguntas, debate y conclusiones de la sesión. Moderador: Rafael Mateo (IREC).

### **Día 2. Gestión de la sobreabundancia de conejo**

**17/11/2020**

*Mañana. 10:00 a 14:00*

10:00-10:45. Carlos Rouco (Universidad de Córdoba). Caracterización espacio-temporal de los daños por conejo, y mecanismos de gestión.

10:45-11:30. Miguel Delibes-Mateos (IESA, CSIC). Conflicto y cooperación: percepciones de los actores implicados sobre los daños de conejo y su gestión. Implicaciones para el desarrollo de mecanismos coordinados de gestión.

11:30-12:00. Pausa.

12:00-14:00. Ronda de preguntas y debate. Moderador: Pablo Ferreras (IREC)

***Tarde. 16:00 a 19:00***

16:00-17:30. Mesa Redonda. La caza en la gestión de la sobreabundancia de conejo. Agustín Rabadán (FCCLM), Agustín Palomino (ASAJA), Ramón Perez de Ayala (WWF), Ignacio Mosqueda (Servicio de Política Forestal-JCCM), Llanos Gabaldón (Servicio de Caza-JCCM), Nicolás Urbani (RFEC), José Luis Garrido (FCCyL). Moderadora: Beatriz Arroyo (IREC).

17:30-18:00. Pausa.

18:00-19:00. Conclusiones de la sesión. Moderadora: Beatriz Arroyo (IREC).

**Día 3. Gestión de la sobreabundancia de jabalí**

**18-11-2020**

***Mañana. 10:00 a 14:00***

10:00-10:45. Joaquín Vicente (IREC). Ecología del jabalí y determinantes de su sobreabundancia.

10:45-11:30. Jorge López-Olvera (UAB). Papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de jabalí.

11:30-12:00. Pausa.

12:00-14:00. Ronda de preguntas y debate. Moderador: Christian Gortázar (IREC)

***Tarde. 16:00 a 19:00***

16:00-17:30. Mesa Redonda. La caza en la gestión de la sobreabundancia de jabalí. Luis Fernando Villanueva (Fundación Artemisan), José Ramón Montoya (ACODEVAL-FE-DEHESA), Miguel Ángel Higuera (ANPROGAPOR), Marta Vigo (Servicio de Sanidad Animal-JCCM), Llanos Gabaldón (Servicio de Caza-JCCM), Nicolás López (SEO). Moderador: Nicolás Urbani (RFEC).

17:30-18:00. Pausa.

18:00-19:00. Conclusiones de la sesión. Moderador: Nicolás Urbani (RFEC).

Clausura: Fernando Marchán (Viceconsejero de Medio Ambiente de Castilla-La Mancha). Félix Romero (Director General de Medio Natural y Biodiversidad de Castilla-La Mancha).

# PONENCIAS



Autor foto: Aníbal de la Beldad

# Monitorización y sobreabundancia de las especies cinegéticas: el caso del jabalí

Joaquín Vicente<sup>a</sup> y Rachele Vada

Universidad de Castilla-La Mancha. SaBio

Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos IREC (UCLM-CSIC-JCCM)

<sup>a</sup> ORCID: 0000-0001-8416-3672

[http://doi.org/10.18239/jornadas\\_2021.30.05](http://doi.org/10.18239/jornadas_2021.30.05)

## MONITORIZACIÓN DE LAS ESPECIES CINEGÉTICAS

### *¿EN QUÉ CONSISTE LA MONITORIZACIÓN?*

La monitorización de una determinada especie, sus poblaciones, una comunidad o ecosistema, sus impactos, los factores humanos involucrados, la relación entre todos ellos, etc., consiste, a grandes rasgos, en la observación regular y el registro de información con el fin de evidenciar como los parámetros progresan en el tiempo, normalmente, con una visión a largo plazo. Hemos de anotar aquí que la terminología “monitorización de la fauna silvestre” la entendemos en sentido amplio como la monitorización del medio natural o alguno de sus componentes, incluyendo especies con aprovechamiento o de interés cinegético, y los determinantes o efectos experimentados por los humanos.

La información recopilada gracias a la monitorización de la fauna silvestre, una vez analizada, tiene utilidad para ser usada (desafortunadamente, no siempre lo es) en la toma de decisiones en la gestión de la fauna con base técnica y científica. Toda monitorización ha de garantizar un correcto diseño y análisis estadístico posterior, y, en definitiva, la utilidad de los resultados obtenidos, o estaremos hablando algo diferente a la monitorización (llámese simple recolección de información). Por ello:

- Los objetivos son claros y definidos, pero no ello por la monitorización deja de ser un proceso adaptable a contextos cambiantes.
- El diseño y la metodología aplicada son apropiados.
- La forma en que recolectamos y registramos la información sigue unos estándares científico-técnicos mínimos, que además nos van a permitir establecer comparaciones (estandarización y armonización de la monitorización).

La monitorización, por tanto, es una aproximación sistemática y rigurosa, sin embargo, no reñida con que se pueda aplicar rutinaria y fácilmente. Su diseño ha de ser lo más simple posible, con medidas o protocolos sencillos, inequívocos en la medida de lo posible, y replicables.

Hemos de remarcar que una característica esencial de la monitorización es que a través de su aplicación y evaluación se mejora a sí misma, a la par que informa a los agentes y sectores implicados. De esta forma, la monitorización no pierde su verdadera esencia: ser útil para la gestión y un elemento de cohesión entre diferentes sectores o intereses.

### ¿POR QUÉ MONITORIZAR (PARA GESTIONAR LA SOBREABUNDANCIA)?

En otras secciones de esta memoria se define y se aborda el problema de la sobreabundancia de la fauna silvestre, y particularmente, aquellas de interés cinegético, así como sus causas. Todos los conflictos asociados a situaciones de sobreabundancia y sus causas son potencialmente objeto de la monitorización de la fauna silvestre. No solamente es ámbito de la monitorización el estado poblacional, sino también, por ejemplo, los efectos adversos sobre el medio ambiente, daños a la silvicultura y la agricultura, colisiones de tráfico y las enfermedades (Figura 1), muchas de ellas compartidas con las especies domésticas o el hombre.

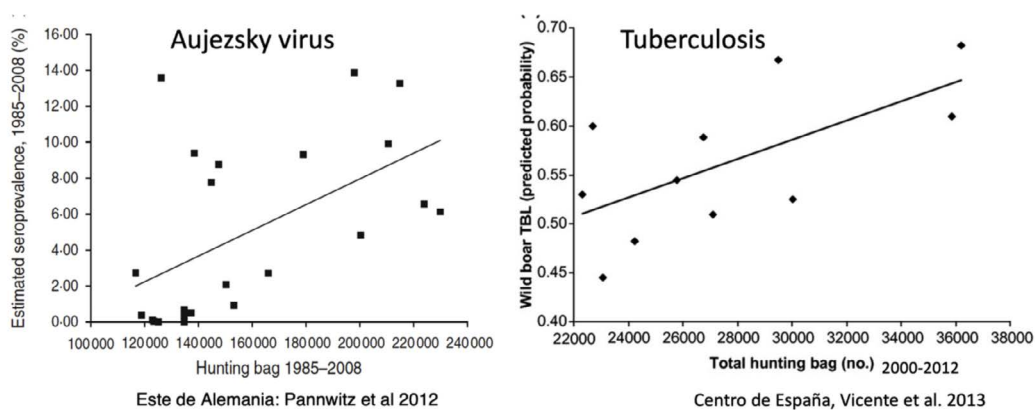


Figura 1. Ejemplo de monitorización poblacional basada en bolsas de caza del jabalí, y en paralelo, monitorización sanitaria. En este caso, en dos situaciones contrastadas (España y Alemania), y para dos patógenos muy diferentes (tuberculosis y virus de la enfermedad de Aujeszky) se observa asociaciones positivas similares (Pannwitz et al. 2012; Vicente et al. 2013).

En resumen, la monitorización y obtención de indicadores del estado de las especies, ecosistema, situación sanitaria u otros procesos nos permite:

- Desde un punto de vista científico, una mejor comprensión de los procesos ecológicos, epidemiológicos y socioeconómicos esenciales.
- Evidenciar tendencias, obtener datos de base para comparar en el tiempo.
- Determinar, evaluar y actuar sobre las causas (en este caso, de sobreabundancia).
- Calibrar y entender mejor la relación entre abundancia poblacional y daños, que no necesariamente es directa, y condicionada por factores que generalmente son del ámbito humano (lo cual también pueden ser objeto de la monitorización).
- Identificar los hábitats, infraestructuras y modelos de manejo preferidos o necesarios para las especies o donde se producen sus impactos, gracias al componente espacial.
- Detectar de forma temprana las posibles amenazas a la biodiversidad, agricultura, sanidad animal, y bienestar humano. Esto es esencial para desarrollar actuaciones proactivas o preventivas cuando los impactos aun son menores, ser más eficaces en la respuesta y ahorrar costes de tipo económico, social y ambiental.

- Evaluar la gestión y cumplimiento de objetivos, por ejemplo, para regular las actividades de control poblacional.
- Generar información relevante con base técnica y científica que objetivamente debería no ser discutible, y por tanto con potencial para “unir”, “conciliar” a los sectores implicados, favorecer el “acuerdo” y “educar” al público general y sectores en lo “razonable”.
- Adoptar un modelo de gestión ADAPTATIVA, es decir, la toma de decisiones informadas, ajustándonos continuamente a los objetivos y recursos, y hacer el modelo más eficiente, eficaz o práctico a lo largo del tiempo (Figura 2).
- Establecer planes de gestión adaptables a diferentes contextos.

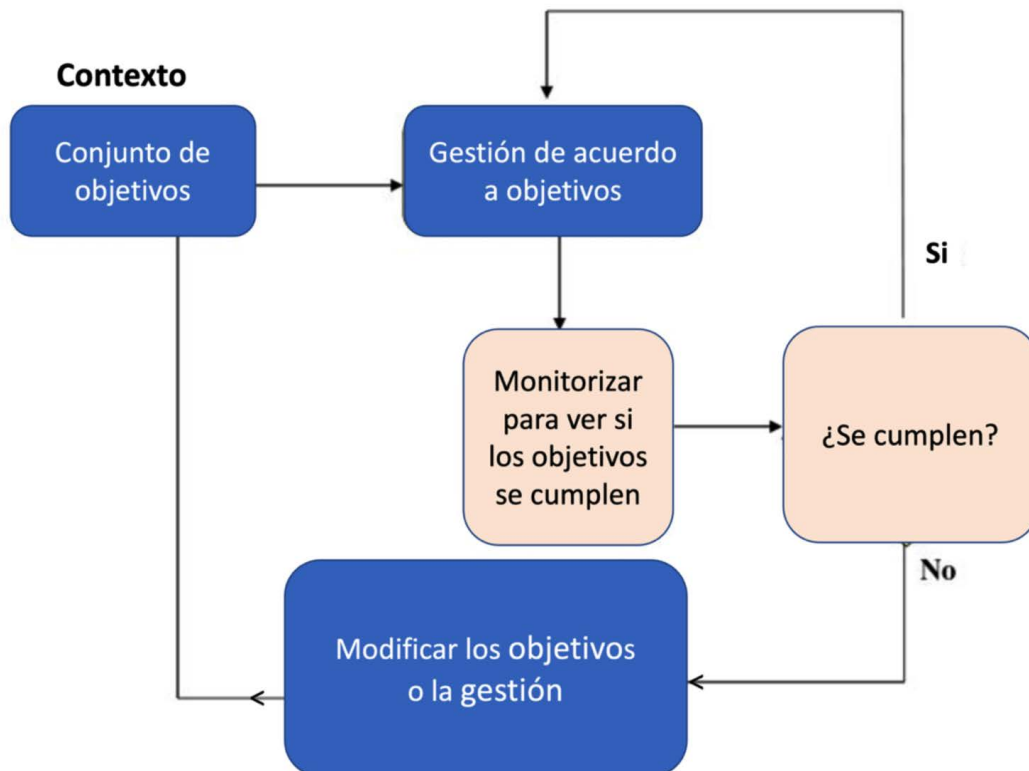


Figura 2. La gestión adaptativa de las especies, hábitats, ecosistemas, consiste en hacer frente a su funcionamiento de forma iterativa, ajustando las acciones y prácticas a los resultados obtenidos, a través de la monitorización continua.

### ¿QUÉ MONITORIZAR?

El desarrollo de objetivos de monitorización claros es el primer paso en la implementación de programas de monitorización efectivos, y como se ha comentado anteriormente, no se entiende un plan de monitorización sin unos objetivos claros y definidos. Ellos determinarán cuáles son las variables que medir en relación con las diferentes dimensiones del problema (Figura 3), y cómo hacerlo. Para ello, debemos tener claro los objetivos, nuestras las capacidades técnicas, y lo recursos disponibles.

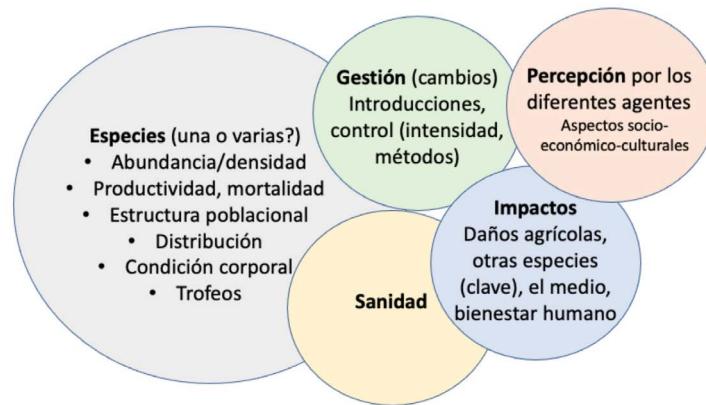


Figura 3. Determinar cuáles son las variables que medir con relación a las diferentes dimensiones del problema es esencial en todo plan de monitorización. Para ello, debemos tener claros los objetivos, nuestras capacidades técnicas, y los recursos disponibles.

Generalmente, los planes de manejo o conservación de las poblaciones de fauna requieren conocer de forma precisa la su situación demográfica y, por lo tanto, las estimaciones de la densidad poblacional o su abundancia relativa es la información mínima requerida (Williams et al. 2002, Morellet et al. 2011). En consecuencia, los gestores de fauna tienen que elegir entre dos opciones principales cuando intentan evaluar la dinámica de las poblaciones (Figura 4): i) estimar el tamaño/densidad absoluta de la población; o ii) estimar un índice relativo de variación (normalmente anual) en el tamaño/densidad de la población (o incluso monitorizar únicamente los daños causados como un índice indirecto de abundancia) (Morellet et al. 2011).

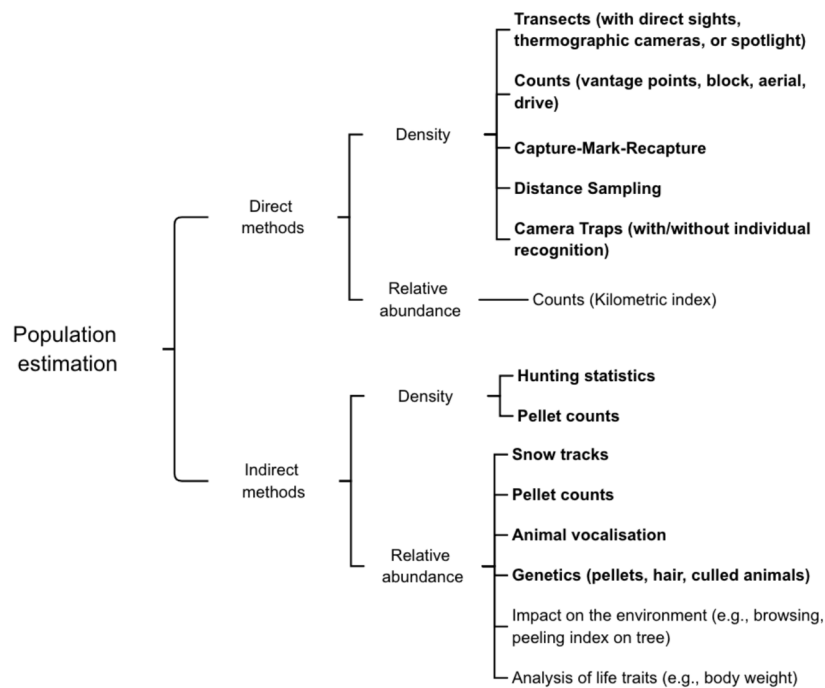


Figura 4. Como ejemplo, se muestra una clasificación de métodos disponibles para estimar la densidad y abundancia relativa de las poblaciones de rumiantes silvestres. Métodos directos: métodos basados en la observación directa de animales, métodos indirectos: métodos basados en la detección de signos de presencia (ENETWILD 2018a, 2020a, b)

A continuación, presentamos algunos conceptos clave relacionados con el diseño correcto del estudio para estimar la densidad y abundancia, cumpliendo con los supuestos de representatividad de los datos y suficiente esfuerzo de muestreo:

- Tamaño de la población o abundancia absoluta (N): es el tamaño de la población. Puede ser un número conocido o estimado, expresado en número de individuos. Cuando se relaciona con la superficie, se obtiene la densidad de población absoluta.
- Abundancia relativa o índice de abundancia: se refiere a la representación relativa de una especie en un ecosistema o área de estudio. La abundancia relativa se puede calcular por diferentes métodos (Figura 4). A lo largo del tiempo, la abundancia relativa refleja las variaciones temporales o espaciales del tamaño (N) o la densidad (d) de una población, pero no estima directamente estos parámetros. Dado que la abundancia relativa aumenta con la densidad de población, es útil para monitorizar las poblaciones de fauna a lo largo del tiempo, así como para realizar estudios a gran escala sobre los factores que determinan la abundancia de especies. Sin embargo, esta relación puede ser no lineal (Figura 5). A veces, debido a limitaciones de recursos, logísticas o de tiempo, los planes de monitorización que nos podemos permitir solo arrojan valores de abundancia relativa, en lugar del tamaño total de la población o estimaciones de densidad.
- Densidad de población (d): es una medida del tamaño de la población por unidad de área, es decir, el tamaño de la población dividido por la superficie terrestre total. La densidad absoluta suele expresarse en número de individuos o grupos por 100 ha o km<sup>2</sup>. Puede calcularse mediante diferentes métodos (directos o indirectos, Figura 4).

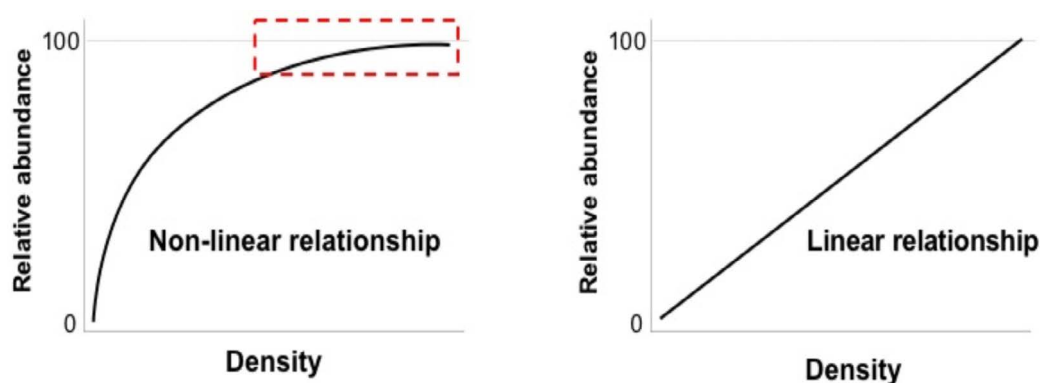


Figura 5. Los mejores índices de abundancia relativa son aquellos que tienen una relación lineal con la densidad de población (dcha) en un área determinada, pero a menudo, estas relaciones conducen a saturaciones para valores de abundancia grandes (izda). Los ejes Y indican el valor relativo (expresado de 0 a 100) de abundancia relativa.

### ¿CÓMO MONITORIZAR?

Para responder a esta pregunta debemos abordar nuestros objetivos, ya que las cuestiones que interesa responder determinan la escala a la que inicialmente plantearemos la monitorización, la frecuencia y naturaleza de los muestreos, y, por tanto, la exactitud y precisión (Figura 6) que consideramos suficientes para las estimaciones de nuestra monitorización. Desde esta situación de partida, podremos hacer un cálculo de los recursos necesarios para realizar los muestreos. Es la norma que los recursos sean escasos, y por tanto los métodos y los objetivos específicos los reajustaremos a lo que sea asequible y útil (Yoccoz et al. 2001; Dixon 1998; Yoccoz et al. 2001; Pollock y Farnsworth 2002).

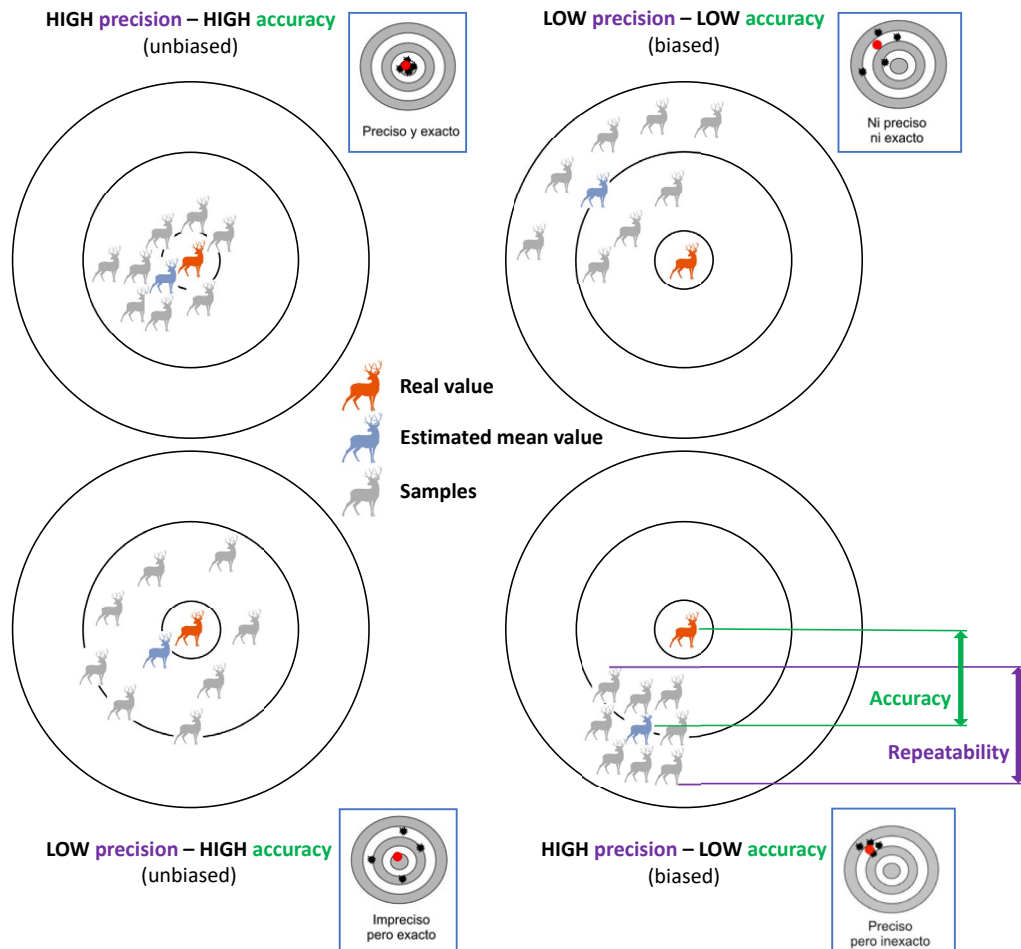


Figura 6. Exactitud, precisión y sesgo de las estimaciones de población. La primera situación (arriba izda) se puede etiquetar como fiable. El diseño del estudio y la estrategia de muestreo son esenciales para estimar correctamente la densidad y abundancia de forma no sesgadas (y por lo tanto fiables) a escala local, lo que, a su vez, hará que los datos sean comparables entre áreas. Como veremos, ningún método proporcionará datos precisos (no sesgados) y precisos si el diseño del estudio (generalmente es un muestreo) no es representativo, y el esfuerzo es insuficiente. Esto es especialmente cierto para las especies con un patrón agregado de distribución espacial y una marcada selección de hábitat.

- Las LOCALIZACIONES DE MUESTREO seleccionadas son posteriormente usadas para inferir nuestros resultados de monitorización a un área más grande, que abarca la población, ecosistema o área de distribución de interés, relativa a todo el año o a una ocupación temporal (por ejemplo, especies migratorias). La gran heterogeneidad espacial en los sistemas naturales y actividades humanas ha de ser considerada en la selección de los muestreos, ya que podríamos incurrir en sesgo y errores de muestreo en los indicadores y medidas de tendencias de las especies o procesos monitorizados (selección de localizaciones aleatoria o estratificada con relación a ciertos factores). La cobertura y representatividad espacial han de ser adecuadas, a una escala ecológica apropiada para las especies o procesos en estudio. Como ejemplo, la Figura 7 muestra (izda) una propuesta que divide España en diferentes unidades espaciales de naturaleza relativamente homogénea, estratificando así las regiones principales de muestreo para monitorizar la sanidad de las especies silvestres (plan nacional

de vigilancia de la sanidad de la fauna silvestre: [https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/sanidad-animal-higiene-ganadera/pvfs2021\\_tcm30-437517.pdf](https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/sanidad-animal-higiene-ganadera/pvfs2021_tcm30-437517.pdf)). También se muestran las bioregiones propuestas para la monitorización de la abundancia de las poblaciones de jabalí a nivel Europeo (ENETWILD 2019a,b; Acevedo et al. 2019).

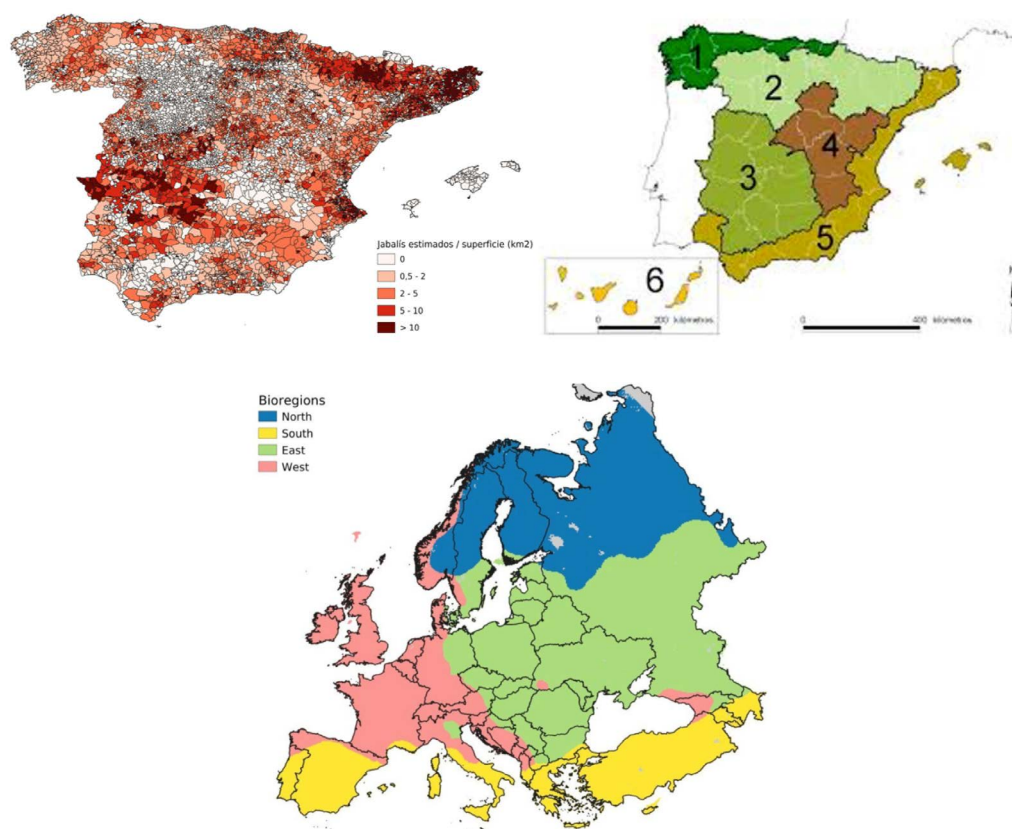


Figura 7. Como ejemplo la figura de la izda. muestra los valores de abundancia del jabalí en España a lo largo de toda su distribución (o prácticamente) basada en estadísticos de caza, a nivel municipal, así como una propuesta (derecha) para estratificar las regiones principales de muestreo para monitorizar la especie (por ejemplo, su sanidad, ver plan nacional de vigilancia de la sanidad de la fauna silvestre: [https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/sanidad-animal-higiene-ganadera/pvfs2021\\_tcm30-437517.pdf](https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/sanidad-animal-higiene-ganadera/pvfs2021_tcm30-437517.pdf)). La imagen inferior ejemplifica las biorregiones propuestas para la monitorización de la abundancia de las poblaciones de jabalí a nivel Europeo (ENETWILD 2019b).

- El MUESTREO en el diseño general del plan de monitorización se utiliza para calcular los parámetros de la población cuando abordamos grandes áreas. Igualmente, es habitual que los datos recolectados en las localizaciones seleccionadas sean unos muestreos (es decir, muestreamos en una serie de poblaciones que a su vez suponen un muestreo del área de distribución y otros factores de la especie o proceso en cuestión). Obtener una estimación de un área grande a partir de una muestra es útil porque a menudo es imposible obtener una medida de cada animal (o sus signos) que estamos contando. Para ello, es necesario seleccionar algunas parcelas/proporción de superficie en las que se estima la densidad y abundancia relativa. Para optimizar los protocolos de muestreo, se recomienda la definición previa de regiones o áreas de estudio en función de la distribución de características ambientales, poblaciones, de gestión u otros contextos de interés (Figura 7). Los resultados

de estas estimaciones dan lugar a unos valores que se pueden extrapolar a toda el área de estudio. Un diseño de estudio correcto significa evitar sesgos durante el muestreo y aplicar el esfuerzo suficiente para estimar estimaciones precisas y confiables de densidad y abundancia relativa.

A nivel de cada localidad, la distribución espacial de la gran mayoría de especies, como el jabalí, está restringida y agrupada como resultado de su ecología espacial, uso del hábitat y distribución disponible de recursos, entre otros factores. Las distribuciones más comunes (Figura 8) son contagiosas, y cuanto mayor es la agregación, menor es la precisión de las estimaciones de abundancia y densidad. Por tanto, necesitamos tener nociones de la distribución de la población en el territorio para poder hacer un buen diseño de estudio.

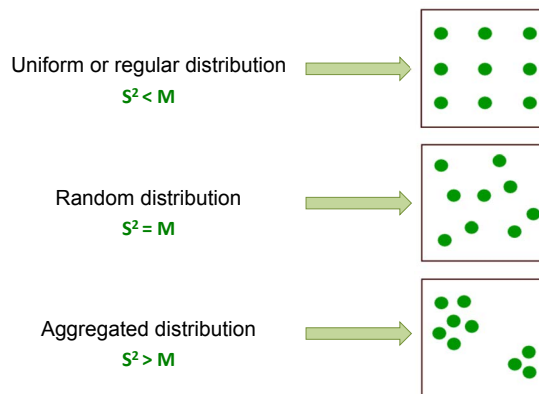


Figura 8. Patrones de distribución de especies, que afectan la estimación del tamaño de la población final, para lo cual se necesita un diseño de estudio correcto. La distribución agregada representa una distribución espacial contagiosa, típica de muchas especies ( $S_2$  = variación de los datos,  $M$  = valor medio).

Dado que estas especies tienden a estar agregadas y no distribuidas al azar, los transectos, las parcelas de muestreo, la ubicación de las cámaras trampa, puntos de observación, etc., deben estratificarse por tipo de hábitat, evitando carreteras y otras características singulares (Figura 9). Todos los ambientes relevantes dentro del área de estudio que pueden afectar la distribución de las especies en cuestión deben ser considerados para el diseño de un muestreo. Ya que estamos muestreando, las recomendaciones para cumplir algunos supuestos son:

La muestra representa toda el área de estudio. Por lo tanto, debemos asegurarnos de que haya suficientes muestras para ser representativas. Tomar una muestra de cada zona del área de estudio, lo que sea factible, pero cuanto más, mejor.

- o La muestra puede ser:
  - o elegida al azar de la mejor manera para representar de manera justa las características del área de estudio, y cuando se hace de la forma más simple, este método se denomina muestreo aleatorio simple;
    - mediante muestreo aleatorio sistemático. El muestreo aleatorio sistemático es cuando se toman muestras a intervalos predeterminados fijos (por ejemplo, una cámara de fototrampeo cada 1,5 km). Lo que hace que este tipo de muestreo sea aleatorio es que el punto de inicio es aleatorio. Se coloca una línea transversal a lo largo de un gradiente ambiental y se toman muestras a intervalos predeterminados;
    - mediante muestreo estratificado cuando es mejor dividir un área de estudio en zonas más pequeñas con un cierto hábitat o uso de similar, y muestrear dentro de ellos.

Cuando sea posible, estratificar por abundancia (relativa) puede aumentar la precisión porque se logrará una tasa equivalente de encuentro/captura (por ejemplo, cámara de fototrampeo) dentro de los estratos. Este enfoque nos permite seleccionar aleatoriamente entre diferentes categorías (por ejemplo, hábitats) o estratos. Por ejemplo, si los individuos de la población que se está muestreando en un área de estudio seleccionan más un tipo particular de cobertura vegetal (Figura 9), en lugar de muestrear puntos transectos o parcelas al azar, es posible sea mejor dividir el área de estudio en zonas de cobertura vegetal similar y muestrear dentro de esas divisiones.

- Los transectos, parcelas y emplazamientos de cámaras de fototrampeo deben colocarse utilizando mapas a buena escala espacial del área de estudio, y estratificarse considerando también la composición del hábitat.
- o El esfuerzo de muestreo debe cuantificarse por tipo de hábitat (por ejemplo, como la proporción de transectos o parcelas en los diferentes tipos de hábitat).
- o Debe comprobarse si la estratificación permite un esfuerzo de muestreo y sesgos similares en cada clase de hábitat, lo que requiere un conocimiento *a priori* de la distribución de los hábitats en el área de estudio. Esto es aún más importante cuando se comparan diferentes métodos en cada área (no debe ocurrir ningún sesgo debido a los diferentes esfuerzos de muestreo en cada tipo de hábitat por las diferentes metodologías). El resultado de un procedimiento dado cuando no se realiza un diseño estratificado es una estimación sesgada de abundancia y densidad relativa hacia aquellos hábitats que están sobrerrepresentados en el muestreo. Esto provocaría, por tanto, una baja precisión e incompatibilidad con otros valores obtenidos de diferentes áreas de estudio.

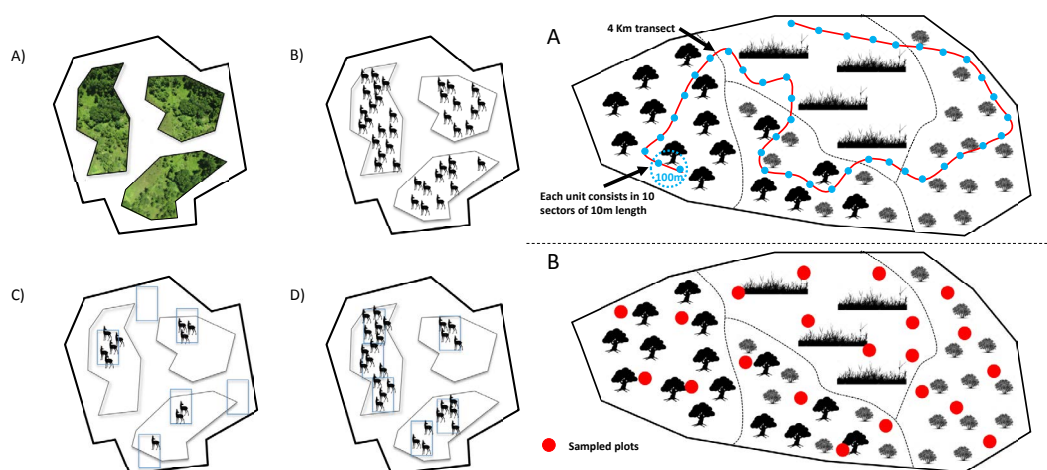


Figura 9. Izda: Ejemplo de distribución de áreas de un cierto hábitat utilizado por una determinada especie (A, áreas verdes), y su distribución (B). Un muestreo aleatorio (C), un muestreo estratificado (D). En este caso, un diseño estratificado aumenta la exactitud y precisión de la estimación de densidad (y por lo tanto de la población total) una vez relativizada con el área de muestreo (hábitat del estrato). Modificado de ENETWILD (2018a, 2020a) y Tellería (1986). La línea exterior es la unidad de manejo total o ecológica que pretendemos censar, en la que los animales habitan o utilizan preferentemente (las zonas verdes, A). Dcha: Representación esquemática de un diseño de transecto para (A) conteos de frecuencia de excrementos fecales considerando bosques, matorrales y hábitats abiertos, y (B) signos de presencia dentro de parcelas de conteos de excrementos (con y sin limpieza), puntos de recuento, áreas a batir o colocación de cámaras de trampeo (ENETWILD 2018a, 2020a).

- La necesidad de recopilar suficientes datos para hacer inferencias estadísticas válidas minimizando los costes y logística determinará el ESFUERZO de muestreo requerido: número de puntos, transectos, lugares de estudio (aleatoriamente, estratificada mente), poblaciones, número de visitas al campo, etc. En este sentido, un muestreo adaptativo nos permite ajustar la intensidad del muestreo en función de los resultados del muestreo inicial.
- Para poder aplicar programas de monitorización factibles, será necesario ajustar nuestra EFICIENCIA, es decir, el grado de precisión de la estimación de la población (capacidad de detectar cambios) para un nivel dado de esfuerzo de muestreo que nos podemos permitir.
- La monitorización de la fauna silvestre requiere un TRABAJO EN EQUIPO MULTIDISCIPLINAR, con diferentes responsables en las diferentes fases del proceso: (i) recopilación de información y diseño (diseño adecuado a los objetivos, selección de metodologías y un plan), (ii) aplicación por un equipo/s de personas o sectores que lo lleven a cabo, (iii) análisis, y (iv) divulgación del mismo a todos los para generar la participación y colaboración, y búsqueda de retroalimentación desde todos los sectores para favorecer un proceso adaptativo junto con los responsables de todas las fases.
- En todas estas fases, es fundamental disponer de la DOCUMENTACIÓN Y UNA CORRECTA GESTIÓN DE LOS DATOS. Todos los aspectos del programa de monitoreo deben ser documentados y deben almacenarse en un lugar definido, coordinadamente y accesible, que refleje los objetivos del programa de monitorización, su diseño, protocolos y métodos de recolección de datos, técnicas analíticas y estándares. Los programas de seguimiento deben ser adaptables y pueden cambiar a medida que evolucionan nuevas técnicas y se dispone de más información, lo que se verá reflejado en esta documentación.
- Se requiere un sistema de ALMACENAMIENTO Y GESTIÓN DE DATOS de campo para garantizar que se mantengan tanto la integridad, trazabilidad y calidad original de los datos. Los tradicionales cuadernos o formularios impresos siguen siendo el principal formato de trabajo, sin embargo, es necesario un sistema que transcriba estos datos a un formato electrónico. El reciente desarrollo de TECNOLOGÍAS DE LA INFORMACIÓN ha permitido que aparezcan cada vez más APPS de un gran valor aplicado para facilitar la recolección y gestión de la información, ya que los datos se digitalizan desde el mismo campo, se facilita la toma de ciertos formatos de datos, como imágenes, y se hacer partícipe a nuevos colectivos en disposición de usar estas apps. Sin embargo, hemos de ser conscientes que las apps son herramientas a disposición de los programas de monitorización, y su diseño y uso ha de responder a los objetivos y planteamientos del programa. Es decir, las apps han de ser compatibles con un diseño y metodología apropiadas, y no reemplazan la necesidad de montar un programa de monitorización bien estudiados y con unos objetivos claros. Si no, corremos el riesgo de que la información recopilada no tenga utilidad para ser usada en la toma de decisiones en la gestión de la fauna, que recordemos, ha de tener unan base técnica y científica. La forma en que recolectamos y registramos la información debe seguir siempre unos estándares científico-técnicos mínimos, que además nos van a permitir establecer comparaciones. El desarrollo tecnológico es una gran ventaja de la que tenemos que obtener provecho para hacer la monitorización más rutinaria y de fácil aplicación, implicando a más colectivos, pero sin olvidar que es un aproximación sistemática y rigurosa, y no todo vale.

## **EL CASO DEL JABALÍ EN LOS CONTEXTOS EUROPEO Y NACIONAL**

El jabalí es el ungulado europeo más extendido, y su población ha aumentado considerablemente en las últimas décadas (Apollonio et al. 2010; Keuling et al. 2017; Massei et al. 2015). Solo hay ciertas y limitadas regiones en Europa sin presencia de jabalíes (por ejemplo, algunas islas, montañas altas y los extremos del norte). El jabalí ocupa una amplia variedad de hábitats, desde bosques boreales y bosques y matorrales templados hasta bosques lluviosos tropicales y semidesiertos (p. ej., Keuling et al. 2017), y a menudo usa tierras agrícolas para alimentarse y como refugio (p. ej. Herrero et al. 2006; Keuling et al. 2009; Schley et al. 2008). Su plasticidad ecológica y su creciente población generan conflictos (Putman et al. 2011), ya que puede causar daños importantes a los cultivos y la vegetación natural (p. Ej., Bueno et al. 2009; Schley et al. 2008; Welander, 2000), biodiversidad (p. ej., Carpio et al. 2014; Oja, 2017), tráfico rodado (p. ej., Lagos et al. 2012; Thurfjell et al. 2015) y ganadería y salud pública (p. ej., González-Barrio et al. 2015; Gortázar et al. 2007). El jabalí puede ser portador de muchos patógenos (Ruiz-Fons et al. 2008) que amenazan al ganado (Gortázar et al. 2007) o al ser humano (es decir, zoonosis, p. ej., Meier et al. 2015). La aparición y expansión de la peste porcina africana (PPA) en Europa del Este es de gran importancia, afectando ya a países como Alemania.

### *DINÁMICA POBLACIONAL EN GRANDES CIFRAS*

La capacidad ecológica para el jabalí de los hábitats varía ampliamente en todo el continente europeo dependiendo de las condiciones ambientales, y, sobre todo, de factores humanos. Debido a la amplia distribución y la alta plasticidad ecológica del jabalí, no existe una densidad estándar o media que pueda recomendarse universalmente como “óptima” en toda Europa. El jabalí, biológicamente es un ungulado estrategia de R, y ha evolucionado como una especie adaptada a la disponibilidad de recursos de alimentación pulsante, que se manifiesta de diferentes maneras en diferentes países: frutos otoñales forestales, recursos agrícolas, etc. La abundancia de jabalíes es un parámetro fluctuante y las variaciones locales dependen de las condiciones climáticas en ciertas estaciones (según su distribución), la disponibilidad de alimento natural, agrícola y la alimentación suplementaria, las enfermedades y la presión de la caza. ¿Por qué aumentan las poblaciones de jabalíes en todas partes de Europa? A menos que se vean gravemente afectados por enfermedades (p. ej. las pestes porcinas o la tuberculosis), la fertilidad y la supervivencia de los jabalíes tiende a ser relativamente elevada en una gran diversidad de contextos (Truvé et al. 2004). Los niveles de densidad de población que se encuentran generalmente en Europa aún no son limitantes del crecimiento de sus poblaciones, y apenas está controlado por los niveles actuales de caza recreativa (Massei et al. 2015), si bien, en varios países centroeuropeos parece que la capacidad de acogida del medio tiende ya a alcanzarse. En general, gran parte del territorio español presenta una capacidad de acogida de las poblaciones de jabalí todavía por alcanzar su techo, y sus poblaciones mayoritariamente presentan tasas de máxima productividad, lo que dificulta enormemente su control. Es decir, en esta fase, los esfuerzos de control difícilmente se ven recompensados, a menos que estos sean realmente intensos, y sobre todo, sostenidos en el tiempo. Como cifra indicativa, a pesar de una extracción anual de más del 40% de la población por caza, la población aún puede aumentar en casi un 20% en años buenos o con alta disponibilidad de alimento.

### *MÉTODOS PARA ESTIMACIÓN DE ABUNDANCIA DEL JABALÍ*

Recientemente se ha publicado una trilogía con las directrices recomendadas para estimar la abundancia y la densidad de las poblaciones de mamíferos salvajes para su aplicación en Europa (jabalí, resto de ungulados y carnívoros, respectivamente). En el caso del jabalí ENETWILD

2018a), se ha examinado y evaluado 18 métodos, y se recomienda tres métodos (fototrampeo sin reconocimiento individual, recuento en batida, y en ciertos contextos, muestreo de distancia) para estimar la densidad de jabalíes a escala local, proporcionando directrices para su aplicación. A gran escala espacial y para describir las tendencias a largo plazo, las estadísticas de caza de alta calidad (recogidas a una escala espacial fina) tienen la mayor disponibilidad y potencial de comparación en toda Europa, y pueden utilizarse en la modelización espacial predictiva de la abundancia y densidad relativa de jabalíes, como veremos. Más adelante abordamos su calibración frente a otros métodos.

### *MONITORIZACIÓN DEL JABALÍ A NIVEL EUROPEO Y NACIONAL: LA NECESIDAD DE ESTÁNDARES*

Es muy relevante que la mayoría de los programas europeos actuales de vigilancia de patógenos de la fauna silvestre, incluida la peste porcina africana, carecen de integración con el seguimiento adecuado de la población (es decir, los datos del denominador). LA MONITORIZACIÓN INTEGRADA significa combinar el seguimiento de la población y los patógenos. Dada la diversidad de métodos disponibles para estimar el tamaño de la población de jabalíes y la diversidad geográfica de Europa, es necesaria una armonización metodológica para determinar el rango de distribución y la abundancia de la población. Estos patrones representan información clave para los procesos de toma de decisiones. Por ejemplo, en el caso de la peste porcina africana necesitamos conocer el número y la distribución espacial de los jabalíes en Europa para llevar a cabo una gestión eficiente de sus poblaciones (Depner et al. 2017).

Habitualmente, la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) evalúa los riesgos relacionados con patógenos de los cuales la fauna silvestre es hospedadora (reservorio). En repetidas ocasiones, la falta de datos sobre la distribución geográfica y la abundancia de la fauna silvestre ha dificultado estos análisis. Por tanto, se necesita recopilar información válida sobre la abundancia y distribución (sanidad) de la fauna silvestre, comparable y de calidad. Numerosos países y organizaciones europeas recogen datos espaciales sobre distribución y abundancia de la fauna silvestre, pero cada uno tiene sus propias características específicas con respecto a la metodología utilizada, el tipo de datos adquiridos, el repositorio implementado y su accesibilidad. A través del Proyecto europeo ENETWILD ([www.enetwild.com](http://www.enetwild.com)) se intenta mejorar las capacidades europeas para el seguimiento de las poblaciones de fauna silvestre, desarrollando estándares para la recolección de datos, validación y, finalmente, crear y promover un repositorio de datos. Sus objetivos concretos son:

- Recopilar datos sobre la distribución geográfica y la abundancia de fauna silvestre, validarlos y agregarlos en una base de datos común.
- Promover y coordinar la generación de nuevos datos útiles.
- Modelado espacial a nivel europeo de su abundancia como base para futuro análisis de riesgos.
- Mejorar la red de profesionales de la fauna silvestre para apoyar las actividades de recopilación de datos.

Un gran hito europeo para la monitorización de especies silvestres ha sido que ENETWILD (Figura 10) desarrolló por primera vez ESTÁNDARES PARA DATOS DE PRESENCIA/ABUNDANCIA (ENETWILD 2020c) de las especies de fauna europeas bajo el criterio de ser:

- Eficaces para filtrar la calidad de los datos necesarios para producir mapas y modelos de distribución/abundancia de alta calidad.
- Compatibles con los sistemas internacionales de recopilación de datos de biodiversidad existentes para optimizar la interoperabilidad entre ellos.
- Una vez que se desarrollaron estos estándares se ha trabajado en la recolección de datos de presencia/abundancia y otros parámetros de interés biológico o de gestión de las especies silvestres. Inicialmente el proyecto se centró en el jabalí, y en la actualidad aborda a todos los ungulados, carnívoros, lagomorfos y aves de interés para la influenza aviar. Este repositorio de datos, por un lado, está disponible para la evaluación de riesgos por parte de EFSA, y por otro, para estudios y planes de manejo de las especies europeas. Sin esta aproximación armonizada y estandarizada, la mayoría de los datos que se están recolectando en Europa no tendría aplicación a nivel continental e incluso nacional. La armonización del marco europeo de recolección de datos para la fauna silvestre es un hito clave ya que abre el espacio para agregar estos datos de toda. Los estándares permiten agregar datos sobre la presencia, abundancia y estadísticas de caza, por ejemplo, de la fauna silvestre en Europa, ya sea como datos brutos o como resultados de estimaciones estadísticas. Estos datos provienen de una gran comunidad de administraciones, investigadores, cazadores y gestores.

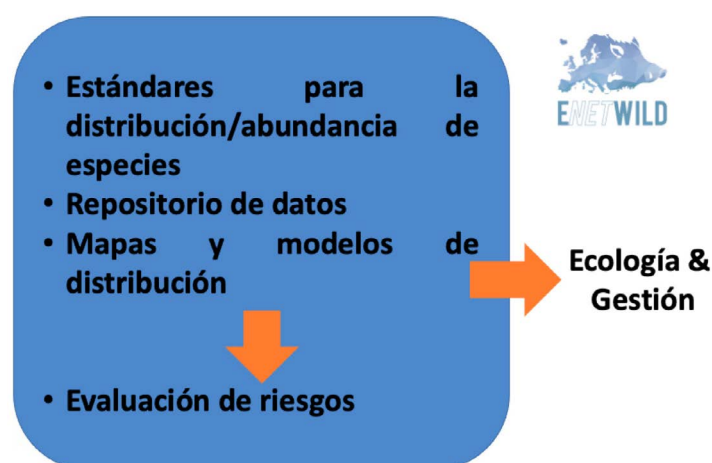


Figura 10. Aproximación de ENETWILD ([www.enetwild.com](http://www.enetwild.com)) para armonizar la recolección de datos sobre especies de fauna silvestre a nivel europeo. Inicialmente se ha trabajado en el desarrollo de estándares (es decir, como registramos los datos) para datos de presencia/abundancia y otros parámetros de interés biológico y de gestión para la monitorización de especies silvestres (ENETWILD 2020c).

#### *ORGANIZACIÓN Y RECOPIACIÓN DE ESTADÍSTICAS DE CAZA DEL JABALÍ A NIVEL EUROPEO Y NACIONAL*

La organización y recopilación de estadísticas de caza y su análisis es esencial no solo para la gestión de la caza sino también para desarrollar políticas de gestión de la fauna silvestre. A gran escala espacial (Figura 11), ya se dispone de estadísticas de datos de caza y, potencialmente, comparables en toda Europa para su uso en el modelado espacial predictivo de la abundancia de jabalíes, todo un hito para esta especie que es punta de lanza para el caso de otras especies cinegéticas, particularmente mamíferos.

Las fuentes de estadísticas de caza que proporcionan información cuantitativa sobre el jabalí (y, por extensión, para otras especies de caza mayor) en Europa, faltan o no están armonizadas en toda Europa, además de ser incompletas, dispersas y difíciles de comparar. Los procedimientos, métodos y tipo de datos recopilados sobre bolsas de caza (estadísticas oficiales) pueden mostrar una gran heterogeneidad entre países y regiones. En la actualidad, cada país y organización recopila datos de caza utilizando su propio procedimiento diferente, y adquiere diferentes tipos de datos que luego se implementan en diferentes repositorios con accesibilidad variable: esto dificulta la comparación y uso común de datos en toda Europa (ENETWILD 2020c). Es necesario por tanto un esfuerzo para lograr la armonización de los datos en poco tiempo para las estadísticas más básicas a nivel de coto de caza, y la coordinación de la recopilación de estadísticas de caza debe lograrse primero a nivel nacional y luego a nivel europeo.

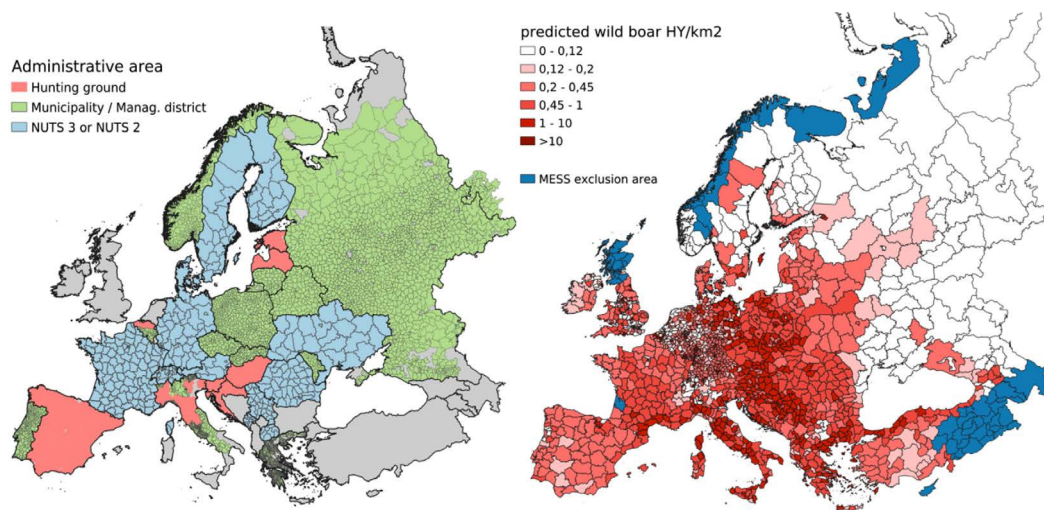


Figura 11. Izda: Distribución espacial y resolución de los datos de bolsas de caza de jabalíes recopilados por ENETWILD (junio de 2020). Dcha: resultado de un modelo espacial provisional de jabalí para la abundancia (rendimiento de caza por km<sup>2</sup>, <https://enetwild.com/reports-docs/>).

ENETWILD ha analizado las heterogeneidades en los sistemas de recopilación de datos de caza de jabalíes (por extensión otros ungulados) en toda Europa mediante cuestionarios (ENETWILD 2018b) (Figura 11) para explorar la comparabilidad de los datos de caza a corto plazo y proponer un marco común para la recopilación futura. Cincuenta y siete encuestados que representan a 32 países que cubren más del 95% del territorio europeo participaron en el cuestionario. La información registrada con más frecuencia en las estadísticas oficiales incluyó la cantidad de animales cazados por coto de caza y temporada (24 países) y el tamaño del coto de caza (gestión) (21 países). Se recolectaron mapas georreferenciados de los cotos de caza (total o parcial) de 20 países. La información registrada con menos frecuencia fue a nivel de eventos de caza. En este contexto, es recomendable que (i) los países recopilen datos a nivel de coto de caza; (ii) los esfuerzos deben centrarse en países con escasos datos (por ejemplo, Europa del Este), y (iii) los datos deben recopilarse con la mejor resolución espacial y temporal, es decir, a nivel de eventos de caza. ENETWILD ha propuesto un modelo de recopilación de datos sólido y bien informado como base para un marco común europeo (ENETWILD 2018b).

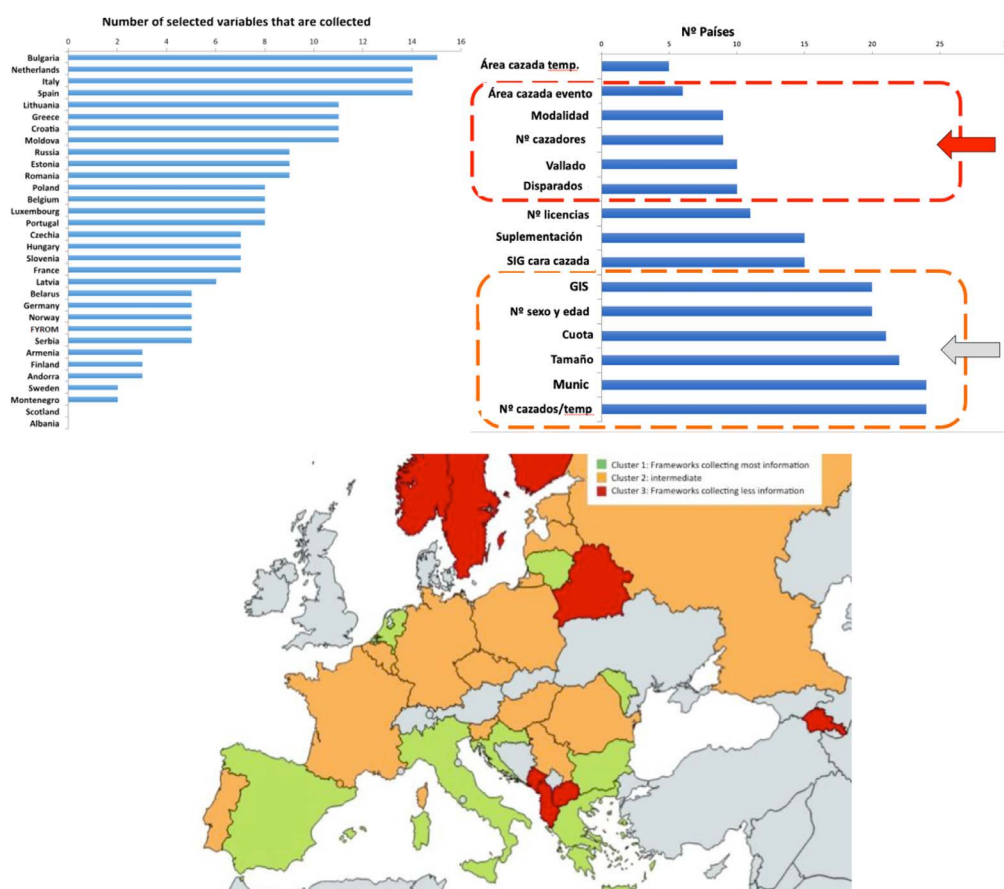


Figura 11. Arriba: número de variables (entre seleccionadas en una lista previa) recopiladas por los sistemas nacionales / regionales de recolección. De estadísticos de caza por diferentes países europeos los países que respondieron el cuestionario (ENETWILD 2018b). En la parte superior dcha. se muestra el tipo de variables y el número de países donde se recolectan, indicando que las variables a nivel de evento de caza (por ejemplo, en batida) se recolectan en un número reducido de países (contorno y flecha roja), sin embargo, los datos agregados a nivel de temporada se recolectan de manera generalizada en la mayor parte de los países (contorno y flecha naranja). Abajo: Como resultado del análisis multivariante para clasificar países según el tipo y número de variables recolectadas (variables como categorías: o sin datos registrados, o datos registrados al menos en algunas regiones/estados federales) se muestran varios clusters o agrupaciones según color (gris para ausencia de datos).

En clave nacional, se ha evidenciado que, a nivel Europeo (Figura 11), España cuenta con uno de los mejores sistemas de recopilación de datos, si bien una gran heterogeneidad en cómo los estadísticos de caza del jabalí son recopilados entre CC.AA., lo cual puede generalizarse a otras especies de caza mayor. Todas las provincias de España disponen de información sobre el número de animales abatidos a nivel de coto o unidad de gestión. Solamente 9 provincias o CC.AA. recopilan (a fecha de 2018) datos a nivel de evento de caza colectiva en sus diferentes modalidades. La información precisa sobre el esfuerzo (nº de cazadores, superficie batida) y eficacia de caza (nº de animales vistos, nº de animales abatidos) es escasa. En varios casos, esta información (ya sea a nivel de evento o agregada por temporada) es incompleta, ya que no existe información sobre el área cazada o el número de días que se ha cazado. En el resto de CC.AA. o provincias la información recolectada se refiere al total de animales abatidos por temporada y coto, sin cuantificación del esfuerzo y eficacia de la caza. La siguiente tabla muestra el número de CC.AA. (o provincias) en España dónde la información a cierta escala

debería ser recolectada para obtener una armonización completa en el tipo y resolución de las estadísticas, en el caso del jabali (por extensión, otros ungulados).

Tabla 1. Se muestra el número de CC.AA. (o provincias, se analizaron por separado las 3 del País Vasco) en España dónde la información a cierta escala debería ser recolectada para obtener una armonización completa en el tipo y resolución de las estadísticas, en el caso del jabali (por extensión, otros ungulados).

Variable	Nº de CCAA (o provincias) dónde la información debería ser recolectada
Área cazada por evento (caza colectiva)	11
Modalidad de caza en cada evento	9
Nº de cazadores por evento	12
Nº de jabalíes abatidos por evento	10

### *CALIBRACIÓN DE DENSIDADES DE JABALÍ BASADAS EN ESTADÍSTICOS DE CAZA DE ELEVADA CALIDAD (DATOS POR EVENTO CON ESFUERZO Y EFICACIA)*

Las estadísticas de caza pueden ser adecuadas para determinar densidades de jabalíes si se realiza una calibración con un método riguroso y aceptado. En España, mediante una primera experiencia se ha comparado las densidades calculadas a partir de los recuentos en batidas/monterías (caza colectiva) frente a valores de densidad calculados mediante fototrampeo (método REM o modelo de encuentro aleatorio, sin identificación individual) (ENETWILD 2019c). Para ello, se seleccionaron 10 poblaciones a lo largo de un gradiente de norte a sur que representa una diversidad de hábitats, tradiciones de manejo y caza, sin alimentación artificial. Los valores de densidad estimados tanto a partir de los recuentos en batidas como fototrampeo estaban fuertemente correlacionados entre sí positivamente ( $R^2=0,84$  y  $0,87$  para modelos lineales y no lineales, respectivamente, Figura 12). Por lo tanto, los datos rigurosos de conteos en batidas por los cazadores podrían usarse como una estimación de densidad (Figura 13). A estos efectos, aún sigue existiendo la necesidad de armonizar la recopilación de datos de caza en España y en toda Europa para que puedan utilizarse a gran escala. Estos resultados deben confirmarse en un número más amplio de poblaciones tanto de España como de Europa, actividad actualmente desarrollada por ENETWILD.

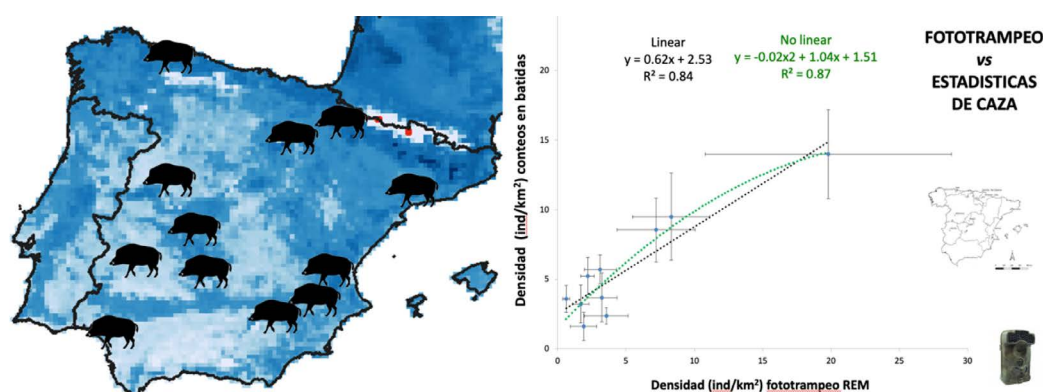


Figura 12. Calibración de densidades de jabalí basadas en estadísticos de caza de elevada calidad (datos por evento con esfuerzo y eficacia) (ENETWILD 2019c). Izda: Poblaciones de jabalí estudiadas. Dcha. Asociación entre los valores de densidad calculados mediante fototrampeo (método REM, como método de referencia) y conteos en eventos de caza colectiva.

FICHA PARA CAZA MAYOR EN BATIDA O MONTERÍA		
Fecha:	Matrícula del coto:	
Municipio:	Nombre el coto:	
BATIDA O MONTERÍA (nombre de la mancha y/o número):		
Hora de comienzo:	Hora de terminación	
<b>Nombre y/o número del puesto:</b>		
Nº de puestos:	Nº batidores:	Nº perros
¿Se ha buscado rastro previamente?		
¿Se ha cebado la mancha previamente?		
Superficie batida (has)		
Nº total de jabalíes vistos (incluyendo los cazados):		
N total de jabalíes cazados:		
Nº total de ciervos vistos (incluyendo los cazados):		
N total de ciervos cazados:		
INDICACIONES PARA RELLENAR LA FICHA		
1º Se debe rellenar una ficha por cada batida o montería realizada, tanto por parte de cada cazador para su puesto, como finalmente, por parte del coordinador del conteo.		
2º Es muy importante que se rellene la ficha aunque no se haya visto o matado ninguna pieza, en este caso en las casillas correspondientes se pondrá 0		
3º cada cazador rellenará la ficha para su puesto (campos indicados en negrita y subrayados), y la pasara a un coordinador del conteo, que rellenará la ficha para el total del evento. Deberá considerar el posible conteo doble entre puestos vecinos		

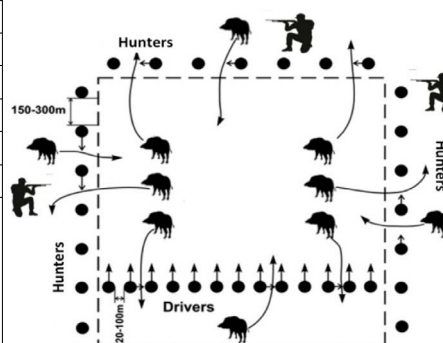


Figura 13. Modelo de ficha (izda) para recolección de estadísticos de caza colectiva de calidad, junto con una representación (dcha) de un conteo en batida (durante celebración de actividad cinegética colectiva) (ENETWILD 2018a, 2019c).

## CONCLUSIONES

- o La información recopilada gracias a la monitorización de la fauna silvestre, una vez analizada, tiene utilidad para ser usada (desafortunadamente, no siempre lo es) en la toma de decisiones en una gestión con base técnica y científica.
- o Toda monitorización ha de garantizar un correcto diseño que nos permita:
- o una mejor comprensión de los procesos ecológicos, epidemiológicos y socioeconómicos esenciales,
  - evidenciar tendencias,
  - determinar, evaluar y actuar sobre las causas (en este caso, de sobreabundancia),
  - calibrar y entender mejor la relación entre abundancia poblacional y daños, detectar de forma temprana las posibles amenazas a la biodiversidad, agricultura, sanidad animal, y bienestar humano,
  - “conciliar” a los sectores implicados y favorecer el “acuerdo”, ayudando a adoptar un modelo de gestión adaptativa compartido por todos en la toma de decisiones.
  - Gran parte del territorio español presenta una capacidad de acogida de las poblaciones de jabalí que todavía no han alcanzado su techo, y posiblemente, muchas de estas poblaciones están próximas a sus tasas de máxima productividad, lo que dificulta enormemente su control si no se hace un esfuerzo intenso y sostenido.

- o Si bien España cuenta con uno de los mejores sistemas de recopilación de estadísticas cinegéticas y sanitarias para esta especie, es recomendable que algunas CC.AA. recopilen datos a nivel de coto de caza con mayor resolución espacial y temporal.
- o Interesantemente, la calibración de estadísticas de caza de elevada calidad recolectadas durante eventos de caza colectivos abre la posibilidad de un uso generalizado de estos si se recolectan de forma sistemática y rigurosa.
- o Un plan de monitorización para el jabalí que acompañe a un plan nacional para su gestión coordinada y sostenible sería beneficioso, en el cual, el sector cinegético y la administración generen y aporten de información técnica válida de una forma planificada, por ejemplo, estadísticas cinegéticas de alta calidad.
- o Se necesita el apoyo del sector científico, la administración y cinegético para desarrollar programas de monitorización, aplicación de metodologías y definir criterios de sostenibilidad para una autogestión eficiente de los acotados.

## REFERENCIAS

- Apollonio M, Andersen R, Putman R (2010) European ungulates and their management in the 21st century. Cambridge University Press.
- Authority EFS, Depner K, Gortazar C, Guberti V, Masiulis M, More S, Oļševskis E, Thulke H, Viltrop A, Woźniakowski G (2017) Epidemiological analyses of African swine fever in the Baltic States and Poland: (Update September 2016–September 2017). *EFSA Journal* 15(11):e05068.
- Bueno CG, Alados CL, Gómez-García D, Barrio IC, García-González R (2009) Understanding the main factors in the extent and distribution of wild boar rooting on alpine grasslands. *Journal of Zoology* 279(2):195–202.
- Carpio AJ, Guerrero-Casado J, Ruiz-Aizpurua L, Vicente J, Tortosa FS (2014) The high abundance of wild ungulates in a Mediterranean region: is this compatible with the European rabbit? *Wildlife Biology* 20(3):161–166.
- Dixon PM, Olsen AR, Kahn BM (1998) Measuring trends in ecological resources. *Ecological Applications* 8:225–227.
- ENETWILD consortium, Keuling O, Sange M, Acevedo P, Podgorski T, Smith G, Scandura M, Apollonio M, Ferroglio E, Vicente J (2018a) Guidance on estimation of wild boar population abundance and density: methods, challenges, possibilities. *EFSA Supporting Publications* 15(7):1449E.
- ENETWILD consortium, Vicente J, Pihl R, Blanco-Aguilar JA, Sange M, Podgórski T, Petrovic K, Scandura M, Nabeiro AC, Body G (2018b) Analysis of hunting statistics collection frameworks for wild boar across Europe and proposals for improving the harmonisation of data collection. *EFSA Supporting Publications* 15(12):1523E.
- ENETWILD consortium, Acevedo P, Croft S, Smith G, Vicente J. (2019a) ENETWILD modelling of wild boar distribution and abundance: initial model output based on hunting data and update of occurrence-based models. *EFSA Supporting Publications* 16(5):1629E.
- ENETWILD consortium, Acevedo P, Croft S, Smith G, Blanco-Aguilar JA, Fernandez-Lopez J, Scandura M, Apollonio M, Ferroglio E, Keuling O, Sange M, Zanet S, Brivio F, Podgorski T, Petrovic K, Soriguer R, Vicente J (2019b) ENETWILD modelling of wild boar distribution and abundance: update of occurrence and hunting data models. *EFSA supporting publication* 2019:EN-1674. 29 pp. doi:10.2903/sp.efsa.2019.EN-1674.
- ENETWILD consortium, Vicente J, Palencia P, Pihl R, Blanco-Aguilar JA, Laguna E, Soriguer R, López JF, Podgórski T, Petrović K (2019c) Harmonization of the use of hunting statistics for wild

- boar density estimation in different study areas: Report based on comparison of case studies in different wild boar populations representative of the different management and habitat conditions across. EFSA Supporting Publications 16(9):1706E.
- ENETWILD consortium, Body G, de Mousset M, Chevallier E, Scandura M, Pamerlon S, Blanco-Aguiar JA, Vicente J (2020a) Applying the Darwin core standard to the monitoring of wildlife species, their management and estimated records. EFSA Supporting Publications 17(4):1841E.
- ENETWILD consortium, Grignolio S, Apollonio M, Brivio F, Vicente J, Acevedo P, Palencia P, Petrovic K, Keuling O (2020b) Guidance on estimation of abundance and density data of wild ruminant population: methods, challenges, possibilities. EFSA supporting publication 2020:EN-1876. 54 pp. doi:10.2903/sp.efsa.2020.EN-1876.
- ENETWILD consortium, Podgórski T, Acevedo P, Apollonio M, Berezowska-Cnota T, Bevilacqua C, Blanco JA, Borowik T, Garrote G, Huber D, Keuling O, Kowalczyk R, Mitchler B, Michler FU, Olszańska A, Scandura M, Schmidt K, Selva N, Sergiel A, Stoyanov S, Vada R, Vicente J (2020c) Guidance on estimation of abundance and density of wild carnivore populations: methods, challenges, possibilities. EFSA supporting publication 2020:EN-1947. 200 pp. doi:10.2903/sp.efsa.2020.EN-1947.
- Farnsworth GL, Pollock KH, Nichols JD, Simons TR, Hines JE, Sauer JR (2002) A removal model for estimating detection probabilities from point-count surveys. *The Auk* 119(2):414–425.
- González-Barrío D, Martín-Hernando MP, Ruiz-Fons F (2015) Shedding patterns of endemic Eurasian wild boar (*Sus scrofa*) pathogens. *Research in Veterinary Science*, 102, 206–211.
- Gortázar C, Ferroglio E, Höfle U, Frölich K, Vicente J (2007) Diseases shared between wildlife and livestock: a European perspective. *European Journal of Wildlife Research* 53(4):241–256.
- Herrero J, García-Serrano A, Couto S, Ortuño VM, García-González R (2006) Diet of wild boar *Sus scrofa* L. and crop damage in an intensive agroecosystem. *European Journal of Wildlife Research* 52(4):245–250.
- Keuling O, Podgórski T, Monaco A, Melletti M, Merta D, Albrycht M, Genov PV, Gethöffer F, Vetter SG, Jori F (2017). *Eurasian J. Ecology, Conservation and Management of Wild Pigs and Peccaries*, 202.
- Keuling O, Stier N, Roth M (2009) Commuting, shifting or remaining? Different spatial utilisation patterns of wild boar *Sus scrofa* L. in forest and field crops during summer. *Mammalian Biology* 74(2):145–152.
- Lagos L, Picos J, Valero E (2012). Temporal pattern of wild ungulate-related traffic accidents in north-west Spain. *European Journal of Wildlife Research* 58(4):661–668.
- Massei G, Kindberg J, Licoppe A, Gačić D, Šprem N, Kamler J, Baubet E, Hohmann U, Monaco A, Ozoliņš J (2015) Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest Management Science* 71(4):492–500.
- Meier RK, Ruiz-Fons F, Ryser-Degiorgis MP (2015) A picture of trends in Aujeszky's disease virus exposure in wild boar in the Swiss and European contexts. *BMC Veterinary Research* 11(1):1–8.
- Morellet N, Van Moorter B, Cargnelutti B, Angibault J-M, Lourtet B, Merlet J, Ladet S, Hewison AJM (2011) Landscape composition influences roe deer habitat selection at both home range and landscape scales. *Landscape Ecology* 26(7):999–1010.
- Oja R (2017). *Consequences of Supplementary Feeding of Wild Boar: Concern for Ground-nesting Birds and Endoparasite Infection*. Universitatis Tartuensis.

- Pannwitz G, Freuling C, Denzin N, Schaarschmidt U, Nieper H, Hlinak A, Burkhardt S, Klopries M, Dedek J, Hoffmann L (2012) A long-term serological survey on Aujeszky's disease virus infections in wild boar in East Germany. *Epidemiology & Infection* 140(2):348–358.
- Putman R, Apollonio M, Andersen R (2011) Ungulate management in Europe: problems and practices. Cambridge University Press.
- Ruiz-Fons F, Segalés J, Gortázar C (2008) A review of viral diseases of the European wild boar: effects of population dynamics and reservoir role. *The Veterinary Journal* 176(2):158–169.
- Schley L, Dufrene M, Krier A, Frantz AC (2008) Patterns of crop damage by wild boar (*Sus scrofa*) in Luxembourg over a 10-year period. *European Journal of Wildlife Research* 54(4):589–599.
- Tellería TJ (1986) Manual para el censo de los vertebrados terrestres. raíces.
- Thurfjell H, Spong G, Olsson M, Ericsson G (2015) Avoidance of high traffic levels results in lower risk of wild boar-vehicle accidents. *Landscape and Urban Planning* 133:98–104.
- Truvé J, Lemel J, Söderberg B (2004) Dispersal in relation to population density in wild boar (*Sus scrofa*). *Galemys* 16:75–82.
- Vicente J, Barasona JA, Acevedo P, Ruiz-Fons JF, Boadella M, Diez-Delgado I, Beltran-Beck B, González-Barrio D, Queirós J, Montoro V (2013) Temporal trend of tuberculosis in wild ungulates from Mediterranean Spain. *Transboundary and Emerging Diseases* 60:92–103.
- Welander J (2000) Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. *Journal of Zoology* 252(2):263–271.
- Williams BK, Nichols JD, Conroy MJ (2002) Analysis and management of animal populations. Academic Press.
- Yoccoz NG, Nichols JD, Boulinier T (2001) Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* 16(8):446–453.