



JUNTA DE EXTREMADURA



UNIÓN EUROPEA
Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural

**“Servicio para la realización del Plan de Acción Selectiva
de las poblaciones de ungulados en el Parque Nacional de
Monfragüe 2020”**

Expte. CMSERSO20044

**ingulados**
RESEARCH

Índice

1.Introducción.....	pág. 3
2.Objetivos.....	pág. 6
3.Elaboración del Plan de Acción Selectiva.....	pág. 6
Parte 1: desarrollo metodológico para la obtención de los parámetros necesarios para la realización del Plan de Acción Selectiva	pág.7
Parte 2: Plan de Acción Selectiva de Monfragüe: parámetros a considerar y valores de referencia.....	pág.32
4.Bibliografía.....	pág 47
Anexo I.....	pág 43
Anexo II.....	pág45

1. Introducción

Los cambios sociales y demográficos ocurridos en Europa durante las últimas décadas, han generado un aumento, tanto en la distribución, como en el tamaño de las poblaciones de ungulados silvestres. Estos cambios, son de diversa índole, destacando los siguientes (Massei y col. 2015; Myrnerud y col. 2010; Valente y col, 2020):

- Abandono del campo y las prácticas habituales de agricultura.
- Re-naturalización de zonas tradicionalmente utilizadas para ganadería y agricultura.
- Aprobación de una legislación cinegética más restrictiva.
- Reducción de predadores naturales.
- Cambio climático.
- Acciones locales de reintroducción.

Todo esto, junto con la gran capacidad de adaptación a nuevos entornos de los ungulados silvestres (Carrion y col. 2008; Gamelon y col. 2013), y su alta tasa de reproducción (Fernández-Llario y Carranza 2000), ha dado lugar a un notable aumento de sus poblaciones.

Debido al crecimiento de estos efectivos, en algunas zonas se ha generado un fenómeno de sobreabundancia, entendiéndola como un incremento de la población que puede suponer un conflicto con las poblaciones humanas, un declive para otras especies animales y/o vegetales, y/o puede llegar a suponer un riesgo para la eficacia biológica de la propia especie (Caughley 1981).

Muchos Parques Nacionales a nivel europeo están viendo amenazados sus objetivos de conservación por la presencia de altas densidades de una o más especies de ungulados (Gortazar y col. 2008; Grignolio y col. 2014; Möst y col 2015).

Se ha podido demostrar que la sobreabundancia de ungulados puede alterar los ecosistemas a diferentes niveles, por ejemplo, mediante un impacto sobre las

comunidades vegetales que genera hábitats más homogéneos, reduciendo a la disponibilidad de nichos ecológicos. A su vez, el deterioro de las comunidades vegetales ejerce un impacto sobre las comunidades animales, directamente por la competencia de los recursos nutricionales, e indirectamente en forma de cascada de efectos (Côté y col 2004), que podría describirse de la siguiente manera: la ausencia de recursos nutricionales afecta a la abundancia, diversidad y/o condición corporal de pequeños mamíferos y aves disminuyendo la posibilidad de supervivencia de sus poblaciones, afectando indirectamente a los carnívoros que se alimentan de estos (Carpio y col. 2017).

Otro aspecto que merece especial mención es el efecto de la sobreabundancia de ungulados en la aparición y mantenimiento de procesos infecciosos. Una gran cantidad de estudios proporcionan una clara evidencia de la relación entre la abundancia del hospedador y la ecología de la enfermedad en ungulados silvestres (Gortazar 2006; García-Jiménez y col. 2013). Algunos de estos hechos pueden llegar a adquirir una gran relevancia al tratarse de enfermedades zoonóticas (pueden transmitirse de forma natural tanto a otras especies animales como al ser humano) (Jones y col. 2008). Entre los procesos que merecen especial atención, se encuentran las enfermedades reemergentes como el mal rojo o la tuberculosis, que además del impacto sobre las poblaciones susceptibles, generan importantes pérdidas económicas (Ruiz-Fons y col. 2015).

En el caso del Parque Nacional de Monfragüe, el control de la tuberculosis debe ser un aspecto esencial. Informes anteriores muestran una seroprevalencia media de la enfermedad del 40% en jabalíes y el 10% en ciervos, llegando a alcanzar máximos del 80% para jabalíes y el 50% para ciervos en algunas zonas (Ingulados 2019). Resulta por tanto evidente la necesidad de contemplar la salud de las poblaciones de ungulados a la hora de planificar la gestión y el seguimiento de sus poblaciones en el Parque Nacional.

De acuerdo con la normativa dispuesta en el Plan Director de la Red de Parques Nacionales, los Planes Rectores de Uso y Gestión (PRUG) se deben contemplar medidas que tengan como objetivo regular los controles poblacionales de las diferentes especies de ungulados silvestres presentes en Parques Nacionales. La herramienta que se contempla es la elaboración de un Plan de Acción Selectiva, cuyo objetivo es la realización de programas de actuación, basados en datos e indicadores científicamente validables, que permitan el seguimiento de las poblaciones de ungulados silvestres y el impacto de estas poblaciones en el ecosistema que ocupan. En base a este Plan, se desarrollarán actuaciones de control sobre las poblaciones de ungulados cuando sean necesarias. Éstas quedarán encuadradas en un Programa de Acción Selectiva que tendrá una temporalidad anual.

Con el objetivo de marcar las pautas y recomendaciones para llevar a cabo una gestión sostenible de las poblaciones de ungulados presentes en Parques Nacionales, la Cátedra de Parques Nacionales en su guía de “Gestión de ungulados silvestres en Parques Nacionales” (Seminario de gestión de ungulados silvestres en parques nacionales, 2019), propone que las acciones de control de ungulados deben centrarse en tres pilares básicos:

1. Seguimiento de las poblaciones silvestres de ungulados.
2. Valoración del estado sanitario.
3. Estudio de los cambios en las estructuras y componentes del sistema.

Para poder recomendar las acciones a implementar mediante el Plan de Acción Selectiva de ungulados del Parque Nacional de Monfragüe, se debe, por lo tanto, trabajar en cada uno de los aspectos remarcados anteriormente.

Esta monitorización, tanto de las poblaciones como de su entorno, debería realizarse de manera continuada durante el tiempo que el Plan se mantenga vigente,

adaptando los posibles Programas de Acción Selectiva anuales a la situación de las poblaciones en cada momento.

2. Objetivos

Elaboración del Plan de Acción Selectiva del Parque Nacional de Monfragüe.

3. Elaboración del Plan de Acción Selectiva

El Plan de Acción Selectiva del Parque Nacional de Monfragüe es un documento que determina cómo debe hacerse la valoración del estado de las poblaciones de ungulados silvestres en el interior de la zona protegida.

Para ello, es necesario fijar una serie de indicadores de base científica contrastable. En el caso de Monfragüe, el Plan de Acción Selectiva se basará en:

- Estudio de la densidad poblacional en cada momento del ciclo anual.
- Valoración del estado sanitario con respecto a enfermedades de relevancia para la conservación y desarrollo económico y social.
- Determinación del Impacto de las poblaciones de ungulados sobre el ecosistema, especialmente sobre las formaciones vegetales y las especies en peligro de extinción.

Este apartado se estructurará en 2 partes:

Parte 1. Desarrollo de una metodología que permita obtener información fiable para poder valorar la densidad poblacional y el estado sanitario de las poblaciones de ungulados. Por motivos estacionales y condiciones del contrato de adjudicación de este trabajo, no forma parte de este estudio el desarrollo de una metodología propia que posibilite cuantificar el impacto de las poblaciones de ungulados sobre las formaciones vegetales.

Parte 2. Plan de Acción Selectiva que recoja los indicadores que han sido validados en la parte 1 y otros recogidos en bibliografía que deben ser aplicados.

Parte 1

Desarrollo metodológico para la obtención de los parámetros necesarios para la realización del Plan de Acción Selectiva

Seguimiento de las poblaciones silvestres de ungulados

Valoración de la población de ciervos.

- Itinerarios

Con el objetivo de valorar la abundancia de las poblaciones de ciervo a lo largo del tiempo en la zona de estudio, se han llevado a cabo una serie de recorridos en los que hemos aplicado una metodología que sea repetible en el tiempo, de forma que se puedan establecer zonas piloto que permitan el seguimiento anual de las poblaciones de ungulados del parque.

Dichas zonas deben ser censadas a lo largo del tiempo, generando un histórico, tanto en lo referente a la cantidad de individuos de cada especie observados, como a la estructura poblacional resultante.

La propuesta de recorridos en las diferentes zonas presentada en este informe es la siguiente:

La estima poblacional se ha realizado en 11 itinerarios (Figura 1), consistentes en una serie de transectos elaborados a partir de la metodología propuesta por Tellería y Lenzano (Tellería 1986, Lenzano and Zamora 1999) . Esta metodología consiste en realizar itinerarios en los que se contabilizarán los animales observados en una franja de terreno de una determinada anchura y paralela a un camino por el cual se circulará. El valor obtenido nos dará una estimación de la población que proviene de la expresión:

$$D = \frac{N}{2La}$$

D= Densidad estimada

N= Número de individuos contabilizados

L= Longitud del transecto

a= anchura de la franja de observación

Dichos itinerarios deben ser representativos de la zona a muestrear, atendiendo a los diferentes ecosistemas presentes, con el fin de poder extrapolar los resultados obtenidos a la totalidad de la extensión que comprende la zona de interés.

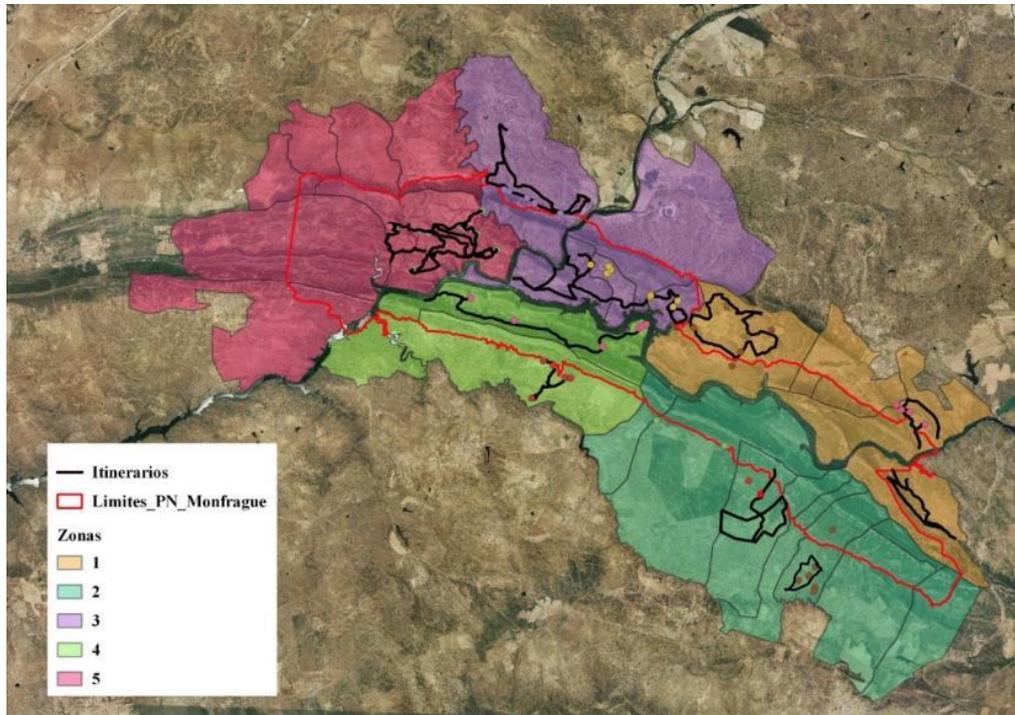
Durante los itinerarios los individuos contabilizados serán clasificados en función de su edad y sexo. En el caso de la edad, las categorías establecidas son: macho adulto (mayor de dos años), vareto (macho de 1 a 2 años), hembra (hembras de más de 1 año) y finalmente cría, estas últimas se contabilizarán sin tener en cuenta el sexo, por la dificultad de su identificación a distancia. Esta categorización nos va a permitir calcular la *sex ratio* de las poblaciones y el número de crías por hembra. Los itinerarios se realizarán durante el mes de septiembre, desde las horas previas al atardecer hasta que la falta de luz dificulte la visibilidad. Se selecciona este momento del día por ser una hora en la que la especie (durante la berrea especialmente), ocupa zonas abiertas en las que están establecidos los harenes y su visibilidad es más sencilla.

Junto con la información anterior se debe registrar la presencia de otras especies como gamos y muflones, que son consideradas especies alóctonas que deben ser erradicadas de la zona de estudio.

Los recorridos se deben realizar en todoterreno, en la medida de lo posible a una velocidad constante de 20km/h y tendrán una extensión total mínima de 5 km de longitud. El ancho de la franja de visualización oscilará entre los 50 y 200 m dependiendo de la visibilidad, que variará en función de la vegetación. Los itinerarios de censo son los fijados en el mapa, su extensión en longitud y anchura, puede verse modificada por posibles variaciones en el terreno a lo largo de los años en los que se realice el estudio. Estas posibles variaciones están contempladas en la fórmula que presentamos arriba ya que incluye como variable la longitud y la anchura del transecto.

En la Figura 1 se muestra el mapa con los transectos marcados. En color negro se ven los itinerarios propuestos para la monitorización en el tiempo de las poblaciones de cérvidos.

Figura 1. Recorridos de censo propuestos para el seguimiento poblacional



Cada uno de los recorridos señalados aporta información relevante que puede ser extrapolada a áreas más extensas, que han sido agrupadas en 5 zonas, y que se numeran del 1 al 5. Dichas zonas han sido confeccionadas atendiendo a aspectos sanitarios, especialmente de la prevalencia de tuberculosis. Este segundo, aspecto y cómo se han establecido las zonas será desarrollado más extensamente en el apartado dedicado a la valoración sanitaria de las poblaciones de ciervo y jabalí.

La validación de la eficacia de implementar este tipo de metodología, para el seguimiento de la dinámica de las poblaciones de ciervo, es la comparación de los resultados obtenidos con otros indicadores que pueden ser aplicados como: el análisis de la evolución de los resultados de los controles poblacionales a lo largo del tiempo, o el impacto de los ungulados sobre las comunidades vegetales (no incluido en este informe).

Concretamente, planteamos 11 recorridos que están marcados en el mapa (Figura 1), distribuidos por las 5 zonas establecidas. Para cada uno de los cuales hemos registrado los resultados que se indican en las tablas 1 y 2.

Tabla 1: resultados de los itinerarios realizados en el parque

Finca	Año	Zona	Ciervos	Ciervas	Varetos	Crías	Total	Ciervos km2
[Redacted]	2020	1	88	168	24	62	342	29.7
	2020	1	8	41	3	9	61	6.4
	2020	1	4	25	3	14	46	5.3
	2020	2	31	59	8	20	118	18.4
	2020	2	12	71	16	38	137	21.4
	2020	3	24	64	11	35	134	14
	2020	3	21	64	3	14	102	15.9
	2020	4	11	64	5	18	98	16.2
	2020	2	17	45	2	5	69	8.6
	2020	5	3	16	2	3	24	1.7

Tabla 2: resultados agrupados por zonas

Año	Zona	Ciervos	Ciervas	Varetos	Crías	Total	Ciervos km ²	Sex ratio	Crías hembra
2020	1	100	236	30	85	451	15.2	0.6	0.4
	2	43	130	24	58	255	24.1	0.5	0.4
	3	62	173	16	54	305	12.7	0.4	0.3
	4	11	64	5	18	98	16.6	0.3	0.3
	5	3	16	2	3	24	1.7	0.3	0.2
Total 2020		212	619	74	211	1116	12.9	0.46	0.34

Como decíamos para valorar la eficacia de establecer una serie de itinerarios que permitan monitorizar las poblaciones de ungulados de zonas más amplias a lo largo el tiempo, tomaremos como referencia los datos en los mismos recorridos en años anteriores, y posteriormente evaluaremos si las posibles variaciones, tienen un reflejo en el número de animales cazados en las acciones de control del parque.

En la tabla 3, se presentan los datos de los recorridos de las mismas zonas obtenidos en el año 2017 y la comparativa con los datos realizados en este censo.

Tabla 3: resultados de los recorridos de censo en el año 2017 y 2020

Finca	Año	Zona	Ciervos	Ciervas	Varetos	Crías	Total	Ciervos km2
[Redacted]	2017	1	70	132	9	37	248	38.8
	2017	1	22	65	1	25	113	11.8
	2017	2	28	83	8	22	141	22.0
	2017	2	55	107	30	15	207	32.3
	2017	2	36	91	8	37	172	15.8
	2017	3	32	100	22	13	140	14.6
	2017	3	47	70	17	40	174	21.8
	2017	4	25	185	19	78	307	38.4
	2017	5	6	14	0	4	24	6.0
	2020	1	88	168	24	62	342	29.7
2020	1	8	41	3	9	61	6.4	
2020	1	4	25	3	14	46	5.3	
2020	2	31	59	8	20	118	18.4	
2020	2	12	71	16	38	137	21.4	
2020	3	24	64	11	35	134	14	
2020	3	21	64	3	14	102	15.9	
2020	4	11	64	5	18	98	16.2	
2020	2	17	45	2	5	69	8.6	
2020	5	3	16	2	3	24	1.7	

Como se puede observar, existe una tendencia a la baja en la mayoría de las poblaciones. Una manera más gráfica puede observarse en la tabla 4, en donde los datos estos agrupados por zonas

Tabla 4: resultados de los recorridos por zonas en 2017 y 2020

Año	Zona	Ciervos	Ciervas	Varetos	Crías	Total	Ciervos km ²	Sex ratio	Crías hembra
2017	1	92	197	10	62	361	22.6	0.5	0.3
	2	119	281	46	74	520	22.0	0.6	0.3
	3	79	170	39	53	341	19.4	0.7	0.3
	4	25	185	19	78	307	38.4	0.2	0.4
	5	6	14	0	4	24	6.0	0.4	0.3
Total 2017		321	847	114	217	1553	22.4	0.51	0.26
2020	1	100	236	30	85	451	15.2	0.6	0.4
	2	43	130	24	58	255	24.1	0.5	0.4
	3	62	173	16	54	305	12.7	0.4	0.3
	4	11	64	5	18	98	16.6	0.3	0.3
	5	3	16	2	3	24	1.7	0.3	0.2
Total 2020		212	619	74	211	1116	12.9	0.46	0.34

En la tabla 4 puede apreciarse que la *sex ratio* se ha mantenido más o menos constante y el número de crías por hembra ha experimentado un ligero aumento. Las zonas en las que se ha detectado una mayor presencia de ciervos son las zonas 1, 2 y 4. En el caso concreto de la zona 4, a pesar de ser una de las áreas en las que más ejemplares se registran, hemos detectado una fuerte disminución en los ciervos respecto de los datos de 2017.

- Análisis de la información de los controles poblacionales.

El segundo elemento a valorar es el de esta tendencia de los resultados de los controles poblacionales en el interior del parque realizado en los últimos años.

En la figuras 2, 3, 4 y 5 se aprecia que en la última temporada de caza, los resultados marcan la tendencia a la baja con respecto a los datos recogidos para el año 2017 (y también en 2018). Los resultados numéricos de los controles poblacionales se muestran en el Anexo I.

Figura 2: resultados de capturas de ciervos hembra en los últimos años

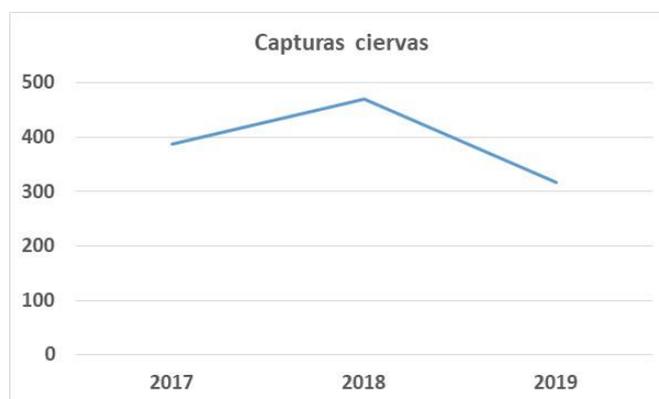


Figura 3: resultados de capturas de ciervos macho en los últimos años

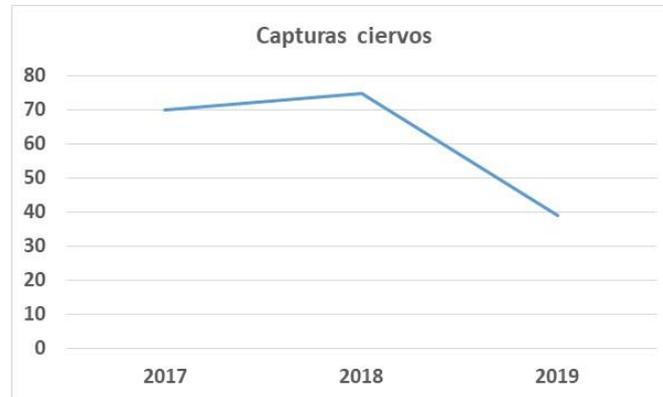


Figura 4: resultados de capturas totales en los últimos años

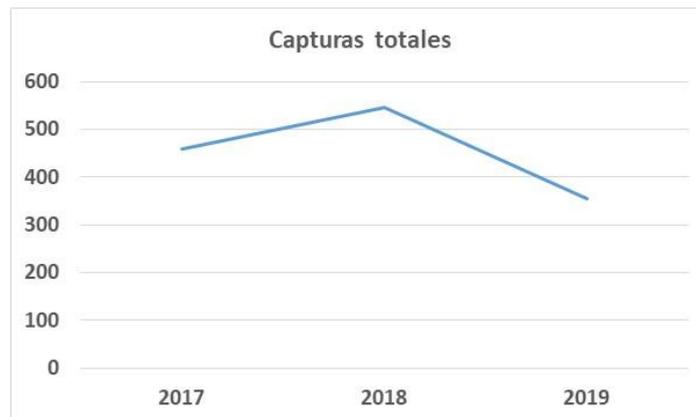
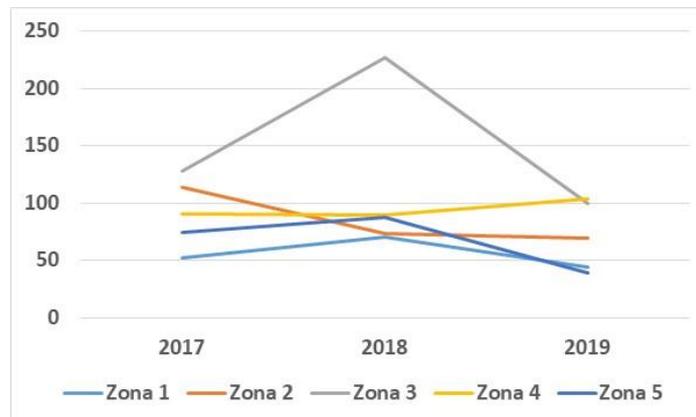


Figura 5: resultado capturas totales por zonas



Para poder valorar la información de capturas hay que resaltar que en el caso de las ciervas solo en la temporada 2017 se establecieron cupos (que no llegaron a alcanzarse), tanto el año 2018 como el 2019, se permitió un número ilimitado de ciervas. En el caso de los machos se establecieron cupos de capturas, sin embargo globalmente, según la información proporcionada por Servicio de Conservación de la Naturaleza y Áreas Protegidas no se alcanzó el cupo máximo establecido.

Los resultados muestran una disminución en la población de ciervos reflejándose esta, tanto en un menor número de animales totales registrados en los itinerarios como en un descenso en las cifras de los controles poblacionales.

De forma general, es por tanto, factible valorar como positivo el hecho de que la tendencia poblacional a la baja detectada mediante el descenso de capturas en los controles poblacionales, haya sido detectada por los recorridos propuestos.

No obstante, para hacer una valoración mucho más precisa, sería conveniente ampliar el número de repeticiones de los recorridos y ajustarlos a los momentos de máxima visibilidad.

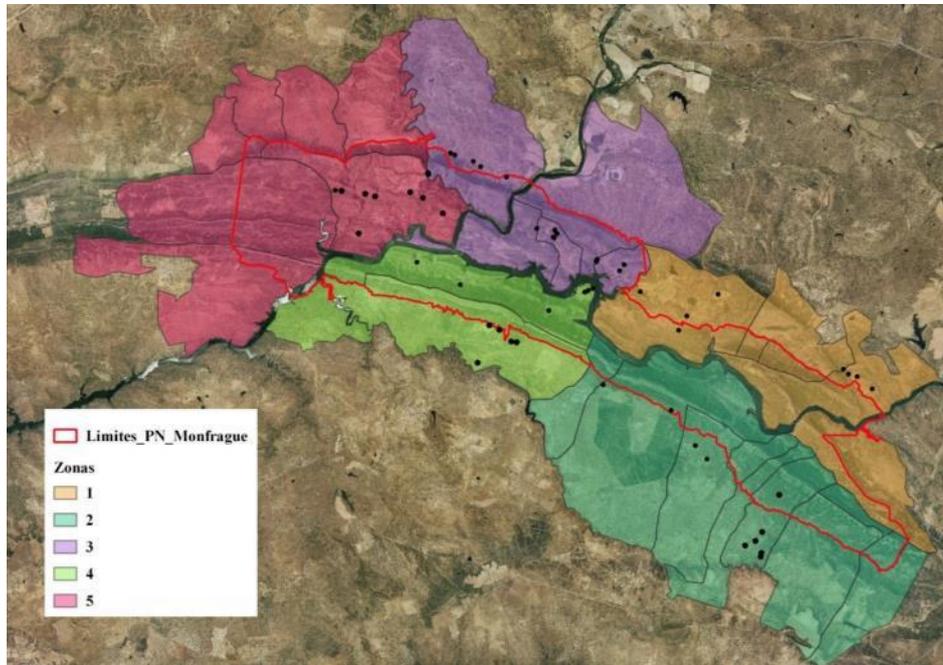
Valoración de la población de jabalíes

- Análisis mediante fototrampeo

Debido a la nula detectabilidad del jabalí en los censos visuales, la aproximación al estado de sus poblaciones se realizará mediante el uso de cámaras de fototrampeo, deberán estar en lugares representativos y que tengan tendencia a recoger los movimientos de la especie.

En la figura 6 se proponen 52 puntos de control para las poblaciones de jabalí mediante la colocación de cámaras de fototrampeo. Estos puntos están distribuidos en las diferentes zonas establecidas y permitirán hacer un seguimiento sectorizado del Parque.

Figura 6: puntos en los que se han situado las estaciones de fototrampeo



La temporalidad en el que se ha realizado este trabajo no ha permitido aplicar las técnicas propuestas en la bibliografía para la estima de la densidad de poblaciones de jabalí a través de fototrampeo, por requerir un tiempo de muestreo más amplio. Sin embargo, en la práctica, hemos diseñado una herramienta que puede ser de utilidad para marcar el uso del espacio por parte de las poblaciones de jabalí, determinando los lugares donde hay que hacer una mayor fuerza de extracción. Permitirá además, hacer una aproximación a la estructura poblacional y al potencial productivo de la especie. La implementación de esta técnica trimestralmente a lo largo de todo el año, permitirá monitorizar la posible dispersión y concentración de la especie en las diferentes zonas dependiendo del época del año y los recursos disponibles.

A continuación detallamos la metodología aplicada que permitirá evaluar la evolución y movilidad de las poblaciones de jabalí del parque en los diferentes momentos del año:

Se seleccionan 52 puntos para la ubicación de las cámaras, distribuidos por 12 fincas a lo largo del parque. Las cámaras se mantienen activas durante 3 días completos con una frecuencia de disparo de las cámaras de 3 fotos cada 2 minutos. La temporalidad de estos muestreos debe al menos trimestral.

A partir de las imágenes obtenidas se valorará la estructura de edades y sexos de los jabalíes, así como las zonas donde tuvo lugar un mayor número de interacciones jabalí-cámara (fotos en las que se registra algún jabalí) y el número de jabalíes que aparecen en cada imagen. Se clasificarán los animales en las siguientes categorías de edad: adulto (>2 años), subadulto (1-2 años) y cría (< 1 año). En el caso de los adultos se establecerá también en el sexo.

Para la validación del método, de la misma forma que se ha hecho con el ciervo, exponemos los resultados obtenidos y se valoran a la luz de los resultados de los controles poblacionales.

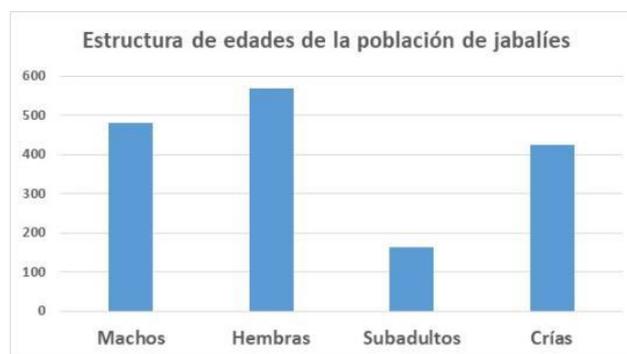
A lo largo del periodo de estudio, tal y como se refleja en la tabla 5, se obtuvieron 1782 fotografías en las que se registraron jabalíes.

Tabla 5: resultados obtenidos en las estaciones de fototrampeo

Nº Cámaras	Fotos*	Machos	Subadultos	Hembras	Rayones	Total	Sex ratio**	Cría por hembra
52	1782	481	163	568	424	1636	0.8	0.75

*Fotos en las que se detectan jabalíes durante 3 días. ** machos por cada hembra

Figura 7: estructura de edades y sexo



Como se puede observar en la tabla 5 y la figura 7, el sector de edad más ampliamente registrado fue el de las hembras adultas, seguido de los machos adultos y

posteriormente las crías. En el caso de los subadultos, este sector de edad puede estar subestimado. En cualquier caso la *sex ratio* poblacional estuvo próxima al equilibrio macho-hembra, como cabría esperar en una población natural, en la que no se realizan una caza destinada a la obtención de trofeos.

Las tablas 6 y 7 y la figura 8 muestran los resultados de fototrampeo obtenidos por zonas.

Tabla 6: nº total de ejemplares registrados por las cámaras por zonas

Zona	Nº						
	Cámaras	Fotos*	Machos	Subadultos	Crías	Hembras	Total
Zona 1	7	890	255	78	127	264	724
Zona2	10	630	182	68	252	207	709
Zona 3	16	180	28	14	22	84	148
Zona 4	10	18	0	0	13	2	15
Zona 5	9	64	16	3	10	11	40

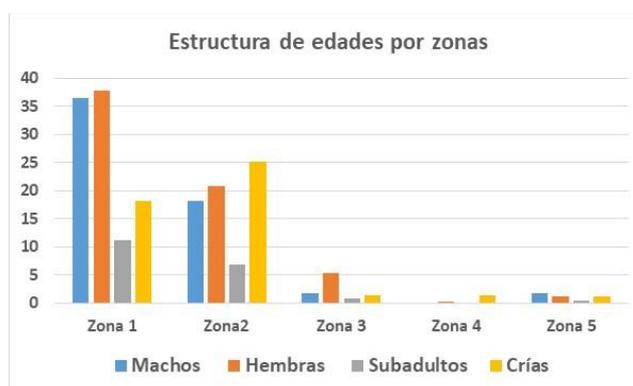
*Fotos en las que se detectan jabalíes durante 3 días.

Tabla 8: valores medios de jabalíes detectados en relación al número de cámaras de cada zona

Zona	Valores medios por cámara					Jabalíes por foto	Sex ratio*	Cría por hembra
	Machos	Subadultos	Crías	Hembras	Total			
Zona 1	36	11	18	38	114	0.9	1.0	0.5
Zona2	18	7	25	21	71	1.1	0.9	1.2
Zona 3	2	1	1	5	9	0.8	0.3	0.3
Zona 4	0	0	1	0	1	0.8		6.5
Zona 5	2	0.4	1	1	4	0.6	1.5	1.0

* machos por cada hembra

Figura 8: resultados del fototrampeo por edades y zonas



Las zonas 1 y 2 son las que han registrado un mayor número medio de jabalíes por cámara, la zona 2 es además la que ha presentado una mayor productividad (mayor número de jabalíes menores de 1 año). Estos resultados, aunque deben ser ampliados en futuros estudios, nos están marcando la zona oeste como la de mayor presencia de jabalíes en el Parque durante el tiempo que se realizó este muestreo (agosto y septiembre de 2020). Las zonas 3, 4 y 5 se tratan posiblemente de zonas de transición para la especie, hay que tener presente que este trabajo se ha llevado a cabo durante los meses de agosto y septiembre, momento de escasez de recursos nutricionales naturales. Esto puede generar, que las poblaciones de la zona durante los meses de mayor estrés nutricional se establezcan en zonas periféricas con mayor disponibilidad de recursos.

Estos datos, al contrario de lo que sucede con los ciervos, no pueden ser controlados por estudios de fototrampeo previos, pero son la base de esa comparación futura. Sin embargo, si pueden indicarnos la necesidad de mantener una monitorización constante, ya que el carácter dinámico de las poblaciones se hace muy patente al analizar las capturas en cada zona a lo largo de los últimos años.

En el Anexo II se muestran imágenes tomadas a través de fototrampeo muestran zonas que suponen un alto riesgo epidemiológico por la interacción de distintas especies en un corto periodo de tiempo.

- Análisis de la información de los poblacionales.

En las figuras 9 y 10 se expone gráficamente la evolución de las capturas para poblaciones de jabalí en las acciones de control llevadas a cabo en el parque de forma global (Figura 9), y en las diferentes zonas establecidas (Figura 10), los datos numéricos se muestran en el Anexo I. No se establecieron cupos de capturas para la población de jabalíes

Figura 9: resultado de los controles poblacionales de jabalí

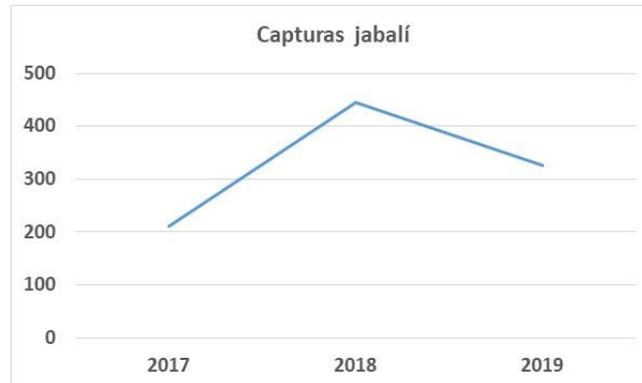
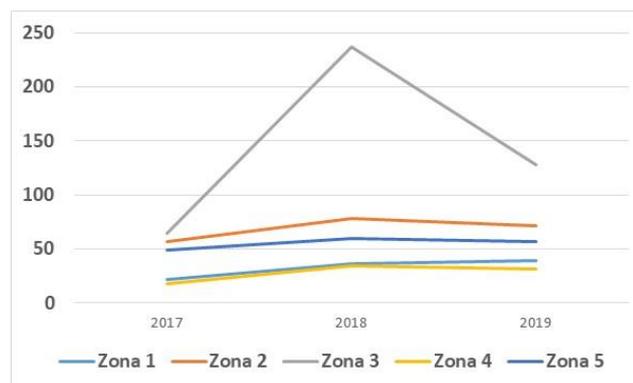


Figura 10: resultado controles por zonas



Las zonas en las que ha tenido lugar una mayor presión de capturas son 3 y la 2, las zonas 1 y 4 las de menor número de capturas.

Si analizamos la información de capturas junto con los datos del fototrampeo, se pone de manifiesto el uso del espacio tan marcadamente estacional que realiza la especie. Las zonas de mayor presencia de jabalíes durante el fototrampeo de los meses de agosto y septiembre no siempre coinciden con un mayor número de capturas en los controles (como ocurre con la zona 3). Como decíamos se trata de una especie que presenta una enorme movilidad en función de los recursos disponibles. El establecimiento de estaciones de fototrampeo de forma continuada en el tiempo,

permitirá controlar como oscilan las poblaciones de jabalíes y establecer medidas acordes a cada momento del año.

Con los datos de capturas podemos realizar una aproximación a los efectivos poblaciones de jabalí y los posibles efectivos a extraer. Como se ha indicado en diferentes partes de este informe, la población de jabalíes es variable ya que tiene una gran capacidad de movimiento y aprovecha las diferentes fuentes de alimentación.

Los datos recogidos tanto por las cámaras de fototrampeo como por las capturas llevadas a cabo dentro del Parque a lo largo de los 3 últimos años, nos indican que esta variabilidad en los niveles poblacionales es un hecho que hay que tener en cuenta a la hora de establecer un Programa de Control.

A diferencia de lo que ocurre con el ciervo, en donde las capturas realizadas en el interior del Parque estaban condicionadas por los cupos asignados, en el caso del jabalí no ha existido una limitación en el número de individuos a extraer. Por lo tanto, las capturas realizadas pueden considerarse como un indicativo de los animales presentes en la zona cazada en el momento de la realización del Control Selectivo (Rosell et al. 2001).

La estima del tamaño de la población mediante el empleo de las estadísticas de caza es el método más ampliamente utilizado en los estudios de este tipo en las diferentes zonas de distribución de la especie. Los distintos estudios científicos que han tratado este asunto, indican que dicho método es válido para calcular el tamaño de la población cuando se analizan áreas amplias. Por el contrario, en zonas pequeñas, la extrapolación de los resultados obtenidos no suele ser fiable y deriva en errores que hacen imposible determinar la población de jabalíes que inicialmente se encontraba presente (PATUBES 2017).

En el caso de Monfragüe, la división del Parque en 5 zonas nos permite trabajar con áreas representativas y así poder asumir que analizando el conjunto de acciones realizadas en cada una de las zonas, podríamos obtener un valor de la población de jabalíes presente.

De esta manera, número los jabalíes cazados en cada una de las zonas, y de una forma global, el sumatorio de todas las zonas, sería un valor de la densidad relativa de jabalíes presentes en el Parque en el momento de las acciones selectivas.

El cálculo de la población real es más complejo ya que la efectividad de las acciones selectivas no es uniforme a lo largo de las diferentes zonas del Parque.

Volviendo a lo que se asume en la literatura científica, las acciones cinegéticas realizadas de una forma regular en los bosques mediterráneos de la zona occidental de la península Ibérica, vienen a suponer que se caza aproximadamente el 30% de lo disponible en las zonas cazadas. Es decir, que si en una zona se han cazado 200 jabalíes a lo largo de la temporada, lo normal es que la población inicial sea de 600 individuos (Rosell et al., 2001).

Por otra parte, los estudios que analizan la dinámica poblacional de la especie, indican que con una extracción del 30% de la población, el crecimiento de la misma es muy limitado.

Posiblemente ese sea el motivo por el que los crecimientos poblacionales del jabalí en las áreas de gran tradición cinegética suelen ser escasos. Por el contrario, en las zonas de nueva colonización, en donde no hay acciones de control, la población se incrementa a un ritmo anual superior al 20% (Fernández-Llario y Mateos-Quesada, 2003).

Una vez establecidos estos parámetros, podemos indicar que para llevar a cabo un control de una población y producir una disminución de sus efectivos, es necesario eliminar más del 30% de los efectivos poblaciones iniciales.

En el caso del Parque Nacional de Monfragüe, analizando los jabalíes capturados en los últimos 3 años (2017: 210, 2018: 440, 2019: 320) se observa que cuando el número de animales extraídos ronda los 200 individuos, la población crece de una forma importante en la temporada siguiente. Mientras que las capturas del año 2018, con 440 individuos, tuvo como reflejo un número de capturas menor en el año 2019, 320.

Tomando estos datos como referencia, parece ser que el número de jabalíes que deberían ser capturados para mantener las poblaciones en los valores actuales, estaría cercano a los 350 individuos.

Siguiendo este mismo razonamiento, la población de jabalíes presente en el Parque Nacional de Monfragüe en los momentos previos al comienzo las extracciones, sería de unos 1.000 individuos.

Esto daría lugar a una densidad de jabalíes de 6-7 jabalíes/km², la cual es considerada dentro del rango habitual en poblaciones de la Península Ibérica (Giménez-Anaya, 2020).

En cuanto a la distribución de estos efectivos, como hemos indicado anteriormente, no existe una distribución uniforme de los jabalíes en las diferentes zonas del Parque.

Según los datos de capturas, la distribución (aproximada) de animales vivos y el número mínimo de individuos a capturar en cada zona sería la siguiente (tabla 9):

Tabla 9: Estima de número de jabalíes presentes en el Parque Nacional de Monfragüe al comienzo de la temporada de bellota (otoño).

Zona	Población jabalíes en Otoño	Capturas necesarias para mantener la población
Zona 1	120	45
Zona 2	200	70
Zona 3	400	135
Zona 4	120	45
Zona 5	160	55
Total	1000	350

Es muy importante destacar que ésta es la relación de animales en otoño, que es cuando los jabalíes regresan a la zona de Parque y alrededores atraídos por la bellota.

La valoración de los jabalíes en primavera y verano no puede realizarse debido a que, como se ha venido indicando en este informe, no se localiza en los mismos lugares ya que el alimento es muy escaso y además, existe una mayor oferta alimenticia en zonas cultivadas alejadas de la zona protegida.

Sin embargo, el estudio del fototrampeo indica que existen algunas zonas de dentro del parque en donde existe una población de jabalíes sobre la que incidir. Concretamente, en las zonas 1 y 2 acumulan la mayoría de los registros de fototrampeo (1520 de un total de 1782). Es decir, en esas zonas se concentra el 85% de los jabalíes del parque durante el verano.

Es interesante destacar que durante las capturas de otoño, esas zonas 1 y 2 representaron el 35% del total de lo capturado en el parque.

La comparación de ambos datos es muy indicadora de ese movimiento poblacional repetidamente destacado y pone de manifiesto que el control de las poblaciones de jabalí podría adaptarse en cada momento del año a la localización de los jabalíes, siendo complementarios aquellos que inciden sobre las poblaciones en otoño y los que tienen mayor efectividad en épocas de escasez de alimento como es el verano.

Un control poblacional realmente efectivo, una vez determinado el número de jabalíes a eliminar, podría contemplar todas las ventanas de oportunidad que ofrecen los diferentes momentos del ciclo biológico del jabalí en Monfragüe.

Valoración del estado sanitario

Valoración de la prevalencia de Tuberculosis

El mantenimiento de un correcto estado sanitario es un objetivo prioritario en la conservación de las poblaciones de ungulados silvestres.

Dentro de las enfermedades infecciosas, la tuberculosis es posiblemente el proceso sanitario de mayor incidencia en la zona de estudio (Ingulados 2019), afectando tanto a las poblaciones de ciervo como a las de jabalí. Esta situación genera un enorme impacto sobre la conservación de otras especies silvestres, así como una importante repercusión sobre la ganadería y, en general, sobre la economía de la zona. El porcentaje de lesiones compatibles con tuberculosis nos da una idea de cómo está distribuida la enfermedad en el área de estudio, lo que puede estar relacionado con la existencia un escenario epidemiológico complejo que podría ser mejorado, y que está estrechamente

vinculado a la sobreabundancia de ungulados. Todo esto hace que la tuberculosis pueda ser utilizada como elemento clave para valorar el impacto de los controles poblacionales y de las medidas puestas en marcha hasta el momento.

El Plan de Acción Selectiva tiene que tener como una de sus prioridades alcanzar y mantener unos niveles de prevalencia compatibles con la conservación. Es por ello que se antoja fundamental aplicar una metodología constante y reproducible que permita obtener esa información sanitaria que sea a su vez valorada en relación a la densidad poblacional.

Por este motivo, este apartado ha tenido como objetivo de marcar las zonas de mayor incidencia de la enfermedad en el parque y posteriormente evaluar si esta situación puede vincularse con una mayor densidad poblacional, a partir de la información que proporciona el Servicio de Sanidad Animal sobre capturas y decomisos. Para ello realizamos una valoración de la situación por zonas, tal y como apuntábamos en el apartado dedicado a las estimas poblacionales.

Según establece el Plan de Actuación sobre Tuberculosis en Especies Silvestres (PATUBES), en Extremadura los decomisos realizados por lesiones compatibles con TB en los controles sanitarios de actividades cinegéticas se situaron en un 14% en las poblaciones de jabalí y 2% en las de ciervo (durante las temporadas cinegéticas 2011-2012 y 2014-2015).

Un estudio realizado por nuestro equipo en 2018 (Ingulados 2018) determinó la utilidad de trabajar con la tuberculosis como un indicador del estado de salud de las poblaciones de ciervo y jabalí, estableciendo valores orientativos que nos puedan ayudar a la hora de definir si la situación frente a tuberculosis está por encima de valores esperables en poblaciones de ciervos y jabalíes del centro y sur oeste de España. Tomaremos esta información, junto con la prevalencia media de otras poblaciones extremeñas, como punto de partida para establecer la posible evolución de la prevalencia de tuberculosis en el parque a lo largo del tiempo.

Tabla 10: valores de referencia para categorizar la presencia de lesiones compatibles con tuberculosis estudio Ingulados 2018

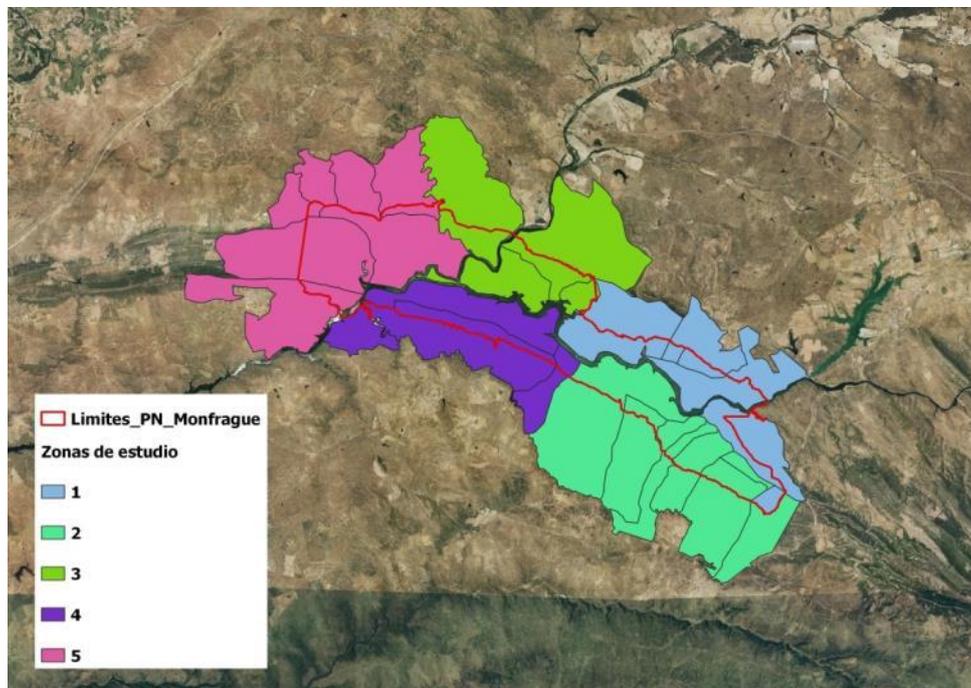
<i>Ciervo</i>	<i>Mínimo</i>	<i>1^{er} cuartil</i>	<i>Media</i>	<i>3^{er} cuartil</i>	<i>Máximo</i>
% Lesiones TB	0	0	8.53	9.1	66.6
<i>Jabalí</i>	<i>Mínimo</i>	<i>1^{er} cuartil</i>	<i>Media</i>	<i>3^{er} cuartil</i>	<i>Máximo</i>
% Lesiones TB	0	13.7	31.74	45	88.89

Según la información de la tabla 10 y teniendo en cuenta los valores medios registrados para las poblaciones extremeñas, solo valores por debajo del primer cuartil para los jabalíes (14%), y por debajo del 2% (entre el primer cuartil y la media) en el caso de los ciervos, situarían a las poblaciones de Monfragüe en un rango de valores equiparables a los datos registrados en otras poblaciones de características similares.

Esta información ha sido utilizada para establecer la zonificación del parque en función del riesgo epidemiológico, que permitirá llevar a cabo los estudios de las poblaciones de ungulados por zonas (Figura 11). Junto con los datos oficiales de decomisos por tuberculosis, para la determinación de las zonas de estudio en las que dividiremos el parque, hemos utilizado la información sobre la presencia de coinfecciones (más de un proceso infeccioso o parasitario simultáneamente) obtenida en el estudio realizado sobre la situación sanitaria del Parque Nacional presentado en el documento realizado por Ingulados en 2019.

Con la información descrita hemos dividido el parque en 5 zonas que deben ser consideradas para implementar los indicadores en el Plan de Acción Selectiva.

Figura 11: mapa de zonificación del Parque Nacional de Monfragüe



Prevalencia de tuberculosis en las poblaciones de ciervo

Siguiendo el criterio de prevalencias descrito anteriormente, a partir de la información proporcionada por el Servicio de Sanidad Animal, presentamos los resultados de prevalencia de lesiones compatibles de las temporadas cinegéticas 2014/2015 y 2018/2019 en los cotos en los que tenemos información comparable entre temporadas (Tabla 11). Junto con esta información presentamos los datos de forma conjunta en las diferentes zonas previamente establecidas (Tabla 12). La información expuesta de lesiones compatibles se refiere al coto completo incluyendo las acciones de control junto con los datos de decomisos del resto de acciones celebradas en el coto.

Tabla 11: prevalencia de tuberculosis por cotos

Nºcoto	Coto	Prevalencia 2014/2015			Prevalencia 2018/2019		
		Hembra	Macho	Total	Hembra	Macho	Total
EX-327-001-P		0	1.2	0.6	1.8	0.0	1.4
EX-401-001-P		2.3	1.1	1.7	2.7	3.2	2.8
EX-401-002-P		0	1.8	0.8	1.5	8.9	4.4
EX-401-003-P		0	0	0.0	0.0	0.0	0.0
EX-401-006-L		0	0	0.0	0.0	0.0	0.0
EX-437-001-P		1	1.4	1.2	3.2	4.8	4
EX-437-003-P		0	0	0.0	0.0	0.0	0.0
EX-533-001-L		3.1	1.6	2.5	2.7	0.0	0.9
EX-533-003-P					1.5	0.0	1.4
EX-533-14-P		2.1	0	1	0.0	5.8	3.0
EX-534-006-P		0	0	0	0.8	0.0	0.7
EX-543-002-P		35.7	3.9	8.8	0.0	2.8	1.2
EX-549-003-P		0.7	4.1	2	0.0	1.2	0.5
EX-549-007-P		7.3	2.6	5	0.0	0.0	0.0

Tabla 12: resultado prevalencia tuberculosis por zonas

Zona	2014/2015			2018/2019		
	Hembra	Macho	Total	Hembra	Macho	Total
1	4.6	1.1	3.2	1.1	1.0	1.0
2	1.0	2.2	1.6	0.8	2.1	1.3
3	1.0	1.4	1.2	3.2	4.8	4.0
4	2.6	7.3	5.0	1.0	0.0	0.9
5	2.6	0.8	1.8	0.8	2.1	1.5

Todas las zonas a excepción de la zona 3 han mostrado una estabilización o un descenso de la prevalencia de lesiones compatibles con tuberculosis. Este descenso se ha producido fundamentalmente para las hembras.

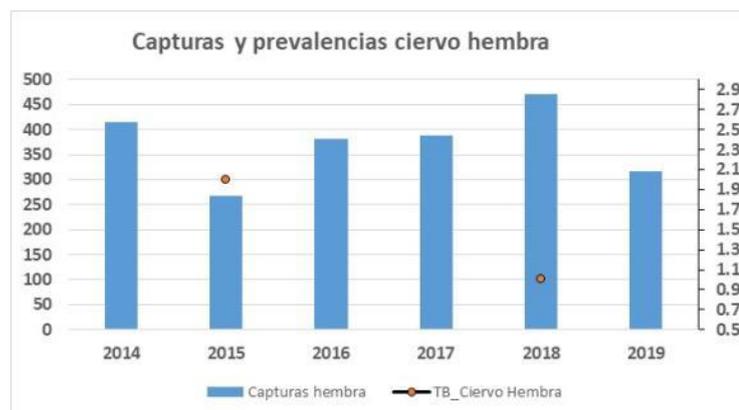
Evolución de las capturas y prevalencia de tuberculosis.

Junto con la información anterior presentamos dos gráficas (Figuras 12 y 13) que muestra la evolución del número de capturas a lo largo de los años realizadas en los controles poblacionales dentro del Parque y la evolución de la prevalencia de tuberculosis en el coto completo durante las temporadas en las que disponemos de esa información:

Figura 12: evolución de los controles poblacionales y las prevalencias de tuberculosis en ciervo macho



Figura 13: evolución de los controles poblacionales y las prevalencias de tuberculosis en ciervo hembra



El aumento de la presión sobre las poblaciones de ciervos que ha tenido lugar durante los últimos años parece tener un efecto en la prevalencia de tuberculosis registrada, con un claro descenso de la prevalencia media en las hembras y una estabilización en los machos, que es el sexo sobre el que se ha producido una menor tasa de capturas.

Prevalencia de tuberculosis en las poblaciones de jabalí

Al igual que hemos hecho para las poblaciones de ciervo, presentamos los resultados de prevalencia de lesiones compatibles de las temporadas cinegéticas

2014/2015 y 2018/2019 en los cotos en los que tenemos información comparable entre temporadas y los datos por zonas (Tablas 13 y 14).

Tabla 13: prevalencia de lesiones compatibles con tuberculosis en jabalí por cotos

Nºcoto	Coto	Prevalencia 2014/2015	Prevalencia 2018/2019
EX-327-001-P		32.9	23.1
EX-401-001-P		2.9	38.6
EX-401-002-P		1.9	23.6
EX-401-003-P		14.9	17.9
EX-401-006-L		12.5	14.5
EX-437-001-P		13	60.0
EX-437-003-P		33.3	27.3
EX-533-001-L		1.9	19.4
EX-534-003-P			0.0
EX-534-006-P		23.8	22.4
EX-543-003-P		33.3	37.6
EX-549-003-P		6.5	23.9
EX-549-007-P		31.3	21.7

Tabla 14: prevalencia de lesiones compatibles con tuberculosis en jabalí por zonas

	Prevalencia 2014/2015	Prevalencia 2018/2019
1	29.7	20.8
2	6.1	20.9
3	17.2	40.8
4	31.3	21.7
5	3.1	26.5

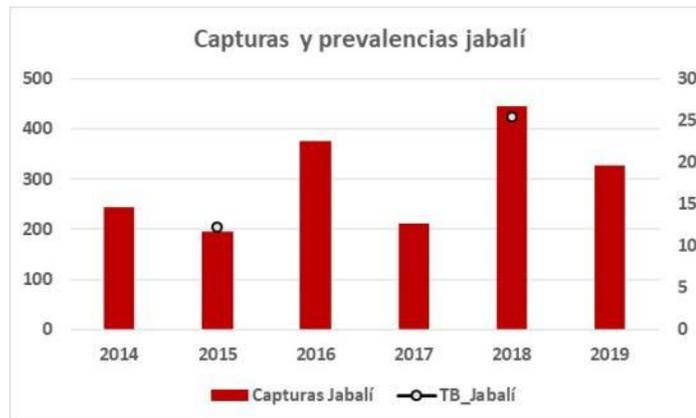
Las prevalencias de tuberculosis fueron superiores en todas las zonas analizadas, a excepción de las zonas 1 y 4, aunque siguen situándose muy por encima de la media de prevalencia que se registra en otras zonas de Extremadura y del centro y sur-oeste peninsular (14%). La zona de mayor prevalencia registrada es la zona 3, como ocurría en el caso de los ciervos.

Evolución de las capturas y prevalencia de tuberculosis.

Junto con la información anterior presentamos una gráfica (figura 14) que muestra la evolución del número de capturas a lo largo de los años realizadas en los

controles poblacionales dentro del Parque y la evolución de la prevalencia de tuberculosis en el coto completo en las temporadas en las que disponemos de esa información.

Figura 14: evolución de los controles poblacionales y las prevalencias de tuberculosis en jabalí



La gráfica muestra como al contrario que ocurría en los ciervos las prevalencias se han disparado en los últimos años, incluso aumentando el número de capturas. Así, prácticamente se ha duplicado el porcentaje de jabalí decomisados por ser portadores de lesiones compatibles con la tuberculosis. Estas inspecciones se han llevado a cabo por los servicios oficiales de inspección veterinaria de la Junta de Extremadura.

Es muy importante destacar que hay zonas, como la 3 en donde la población de jabalíes no se mantiene estable en el tiempo. Durante el fototrampeo de verano apenas se han producido detecciones de jabalíes, sin embargo es una de las zonas con un mayor número de capturas anual. Además esta zona presenta altas prevalencias de tuberculosis (tanto para jabalí como para ciervo), lo que parece reflejar una población que se mueve desde fuera del Parque hacia dentro (y al contrario), en función de los recursos nutricionales existentes en cada momento, suponiendo un importante riesgo epidemiológico.

Con estos resultados obtenidos para el ciervo y el jabalí, se puede afirmar varios hechos:

-La gravedad de la tuberculosis puede ser medida mediante el análisis de los datos proporcionados por los servicios veterinarios oficiales de la Junta de Extremadura.

-Existe una problemática real y grave en gran parte de la superficie del Parque Nacional y en las áreas limítrofes analizadas.

-En los ciervos se ha producido una reducción de prevalencia en las hembras, que ha sido el sexo más afectado por los controles poblacionales.

-La prevalencia en los machos de ciervo sigue alta con 3 de las 5 zonas con prevalencias del 2% o superiores.

-En los jabalíes, las prevalencias son mucho mayores que en los ciervos y sus poblaciones presentan un carácter más dinámico.

-La prevalencia de tuberculosis en jabalí se ha incrementado globalmente de forma considerable.

-Posiblemente, para lograr una reducción de la prevalencia, sea necesario disminuir aún más los niveles poblacionales de jabalí. Esto nos llevaría a superar los 350 jabalíes eliminados.

- ***Estudio de los cambios en las estructuras y componentes del sistema.***

Este tercer apartado no ha podido ser desarrollado de una forma práctica durante la realización de este estudio debido a que el periodo de ejecución del presente contrato ha sido en verano y durante este periodo es muy complicado determinar el impacto real de las poblaciones de ungulados sobre estas formaciones.

No obstante, en el apartado 2, titulado “*Seguimiento de los cambios en las estructuras y componentes del sistema*” se apuntan los aspectos que se deberían valorar.

PARTE 2

Plan de Acción Selectiva de Monfragüe: Parámetros a considerar y valores de referencia

Como venimos señalando a lo largo del presente informe, cualquier Plan de Acción Selectiva de Ungulados en un Parque Nacional debe basarse en indicadores contrastados que permitan valorar la evolución de parámetros poblacionales, el estado de salud de los ungulados y el impacto sobre el ecosistema que estos ocupan, por lo que este tipo de estudios necesitan una seguimiento a lo largo del tiempo.

En este tipo de trabajo toman especial relevancia los parámetros sanitarios como un fuerte reflejo del estado de “salud” del ecosistema. No debemos entender el estado sanitario de las poblaciones de ungulados como un hecho aislado, sino como un reflejo de la situación del ecosistema que estos ocupan, siguiendo el concepto de *One Health* (“Una Sola Salud”) que propone la Organización Mundial de Sanidad Animal (OIE), se deben realizar estudios multidisciplinares que aúnen el cuidado de los animales, el medio ambiente y la salud de las personas, entendiendo que todas están ligadas entre sí.

A lo largo de este apartado, proponemos medidas e indicadores necesarios para el seguimiento a lo largo del tiempo de los Programas de Control de Ungulados durante el tiempo que permanezca vigente el Plan de Acción Selectiva, así como una propuesta de metodología para llevar a cabo el control de las mismas. La gestión de las poblaciones de ungulados, debe realizarse valorando todos los indicadores de manera conjunta. El monitoreo de estas variables se realizará a nivel de las zonas establecidas previamente en el apartado 1 y utilizando la metodología aplicada en el mismo como punto de partida para el futuro seguimiento de las poblaciones estudiadas.

Parámetros poblacionales

Seguimiento de las poblaciones de ungulados silvestres utilizando indicadores demográficos, de abundancia y de rendimiento animal como base para la gestión de sus poblaciones.

Valoración de la densidad y abundancia: el conocimiento de este parámetro es esencial a la hora de valorar posibles situaciones de sobreabundancia poblacional. La realización de estimas poblacionales en ungulados resulta compleja (Bonenfant y col.,2009) por lo que en muchos casos se recomienda la utilización de índices de abundancia relativa, que nos permiten calcular variaciones temporales y espaciales sin tener la necesidad de conocer el número total de individuos de la población.

En el apartado 1 de este trabajo se han asentado las bases para establecer una monitorización de las poblaciones recopilando datos a lo largo de la serie temporal que ocupe el Plan de Acción Selectiva.

- Estima de las poblaciones de ciervo:

En el apartado 1 hemos establecido una serie de itinerarios que deben ser tenidos en cuenta para poder monitorizar la población a lo largo del tiempo. En nuestro caso de manera práctica, hemos optado por el uso de transectos lineales (Tellería 1986, Lenzano and Zamora 1999), que se han de tomar como referencia para futuros trabajos.

No obstante, en trabajos con una temporalidad mayor, y con el fin de ajustar lo máximo posible las estimas poblacionales, se pueden emplear otros métodos contrastados como el procedimiento de “distance sampling” (Acevedo y col 2008) utilizado como método de referencia en poblaciones relativamente abundantes (siempre que puedan realizarse al menos 30-40 observaciones), el Índice Kilométrico de Abundancia (Acevedo y col 2008) o el conteo en puntos de agregación (Rodríguez-Hidalgo y col 2010).

Los individuos registrados serán clasificados en función del sexo y la clase de edad (Adulto, subadulto o cría). Finalmente los datos se valoraran teniendo en cuenta las zonas marcadas en el apartado 1 de este trabajo.

Una vez establecidas las densidades o la abundancia clasificaremos las mismas en relación a la densidad registrada, siguiendo los siguientes criterios:

En un contexto europeo según las recomendaciones ENETWILD (consortium y col. 2018 a), densidades por debajo de 1 ciervos por km² supone bajas densidades; zonas con densidades entre 1 y 10 ciervos por km² representarán densidades medias; y aquellos por encima de este límite representarán altas densidades. Estas cifras son difícilmente extrapolables a poblaciones del centro y sur-oeste español, densidades entre 25 y 60 por km² son frecuentes (Azorit y col 2002; Carpio y col 2015). Debido a esta situación particular podemos establecer límites más acordes con nuestra zona de estudio, se ha establecido densidades de 20 ciervos por km² como densidades altas (Acevedo y col 2008), tomando esta información como punto de partida establecemos los siguientes rangos de densidades:

- >40 ciervos por km² densidad muy alta
- 40-21 ciervos por km² densidad alta
- 20-10 ciervos por km² densidad media
- <10 ciervos por km² densidad baja.

Estima de las poblaciones de jabalí:

La estimación de densidad para las poblaciones de jabalí resulta compleja, generalmente debemos trabajar con índices de abundancia a escala local. Los métodos directos como los conteos en transectos resultan complejos por los hábitos de vida de la especie con picos de actividad entre el anochecer y el amanecer. Métodos indirectos como los conteos de excrementos resultan demasiados costos para ser reproducidos a larga escala. No existe actualmente, un método de referencia contrastado para el jabalí, por lo que existe una mayor flexibilidad a la hora de estimar la densidad o la abundancia de sus poblaciones. Actualmente las técnicas que están alcanzando una mayor relevancia son las basadas en fototrampeo (ENETWILD consortium y col. 2018b). Aunque otros métodos como las estadísticas de caza también pueden ser utilizadas

(Keuling y col. 2013; Massei y col. 2015), estas resultan de gran utilidad para la valoración de la abundancia a lo largo del tiempo, como hemos visto en el apartado 1 de este informe.

En la práctica, hemos trabajado de manera conjunta, la evolución de las capturas en el tiempo junto con la información de fototrampeo, estableciendo una serie de estaciones de muestreo (puntos de ubicación de las cámaras), detalladas en la parte 1 de este informe, que permitan registrar variaciones en la abundancia, movilidad y estructura poblacional de los jabalíes del área de estudio. Hemos marcado un punto de partida, que permitirá valorar posibles variaciones futuras en la dinámica de sus poblaciones.

A nivel europeo, para el jabalí se establecen los siguientes criterios para clasificar la densidad poblacional en la especie (ENETWILD consortium y col. 2018b): <1 jabalí por km² densidad baja, entre 1 y 5 jabalíes por km² densidad media, y >5 jabalíes por km² densidad alta. En zonas del centro y el sur de España se han registrado densidades por encima de los 10 ejemplares por km² (Fernández-Llario y col 1996; Risco y col., 2013), pudiendo llegar a superar los 40 ejemplares por km² en fincas cerradas (Gonçalves 2017). Dadas las características de la zona de estudio, adaptaremos los rangos de densidad a los registrados en la Península Ibérica para poblaciones sin gestión, entre 1 y 10 ejemplares por km² (Giménez-Anaya 2020). Considerando los siguientes rangos de densidad:

- >10 jabalíes km²: densidad alta.
- 5-10 jabalíes km²: densidad media
- <5 jabalíes km²: densidad baja

Si la metodología empleada lo permite, se deben clasificar los ejemplares al menos por clases de edad (adultos, subadultos y crías).

Además de lo anterior, en las estimas poblacionales se debe contemplar la presencia de especies alóctonas como el muflón o el gamo que no deben estar presentes en el Parque Nacional de Monfragüe.

Valoración de la productividad: el análisis de la biología reproductiva tanto de los jabalíes como de los ciervos, así como de las distintas variables por las que puede verse afectada, resulta esencial para el conocimiento de la dinámica de sus poblaciones. El efecto concreto de la densidad sobre la tasa reproductiva ha sido demostrado en diferentes especies de ungulados (Bonenfant y col., 2009). Estas variables deben ser tomadas aprovechando la información que proporcionan los ejemplares capturados durante las acciones de control, así como en los animales abatidos en las zonas comunes en la periferia del Parque. Dado que este trabajo se ha realizado durante el verano, no se dispone de esta información, pero si debe ser contemplada para el seguimiento futuro de las poblaciones de ungulados.

El ciervo es un ungulado típicamente poligínico, los machos basan su éxito reproductivo en aparearse con cuantas hembras les sea posible (Carranza, 2000), mientras que en las hembras éxito se basa en su capacidad fisiológica para producir y criar cervatillos saludables (Landete-Castillejos y col., 2002). Las ciervas en peores condiciones para criar (subordinadas, inferior condición física o más jóvenes) suelen producir con mayor probabilidad un cervatillo hembra y en caso contrario macho (Clutton-Brock y col., 1984). Variables como la *sex ratio* de las crías nos dará una información valiosa sobre la situación de las hembras de nuestra población.

En el caso de los jabalíes poseen un elevado potencial reproductivo, basado en un inicio de la pubertad temprano, un periodo de gestación relativamente corto y un elevado tamaño de camada (Rosell y col., 2001). Si a esto le añadimos que es altamente oportunista en cuanto al alimento se refiere (Schley y Roper, 2003), nos encontramos frente a una especie que puede dispersarse con facilidad y alcanzar densidades poblacionales elevadas en un periodo de tiempo relativamente corto. Se ha demostrado que la densidad poblacional o el alimento disponible afectan a la productividad de las hembras (Gonçalves 2017). Las variables reproductivas incluyendo la fenología serán un indicador del estado de las poblaciones de ungulados, e indirectamente del estado del hábitat que estos ocupan.

Proponemos las siguientes variables reproductivas a tener en cuenta para valorar la productividad de las poblaciones:

- Tasa de ovulación
- Tamaño de camada (número de embriones), fundamentalmente para jabalí.
- Mortalidad intrauterina (fundamentalmente para jabalí)
- Tiempo de gestación
- Proporción de sexos al nacimiento
- Porcentaje de hembras lactantes

Todos estos indicadores han sido ampliamente utilizados para medir la productividad de las poblaciones de ciervo y jabalí (Carranza 2000; Fernandez-Llario y col., 2000; Fernandez-Llario y col., 2004; Carrion y col., 2008; Gonçalves 2017; Giménez-Anaya 2020). El objetivo de Plan de Acción Selectiva es la adecuación de estas variables a los valores considerados normales según la bibliografía propuesta en cada una de las dos especies.

Valoración del rendimiento animal: factores como la densidad poblacional o la disponibilidad de recursos alimenticios, afectaran a la condición corporal de los animales e indirectamente a la tasa de reproducción y supervivencia. Se ha demostrado que animales con una mejor condición corporal, tienen una mayor tasa de supervivencia, un mayor desarrollo de los juveniles y una participación en la reproducción más temprana (Bonenfant y col.,2009).

Para valorar el rendimiento se utilizarán parámetros como la medida de la condición corporal o el peso, en el caso de los jabalíes se seguirá el método propuesto por (Risco y col. 2018b), que permite valorar las reservas de grasa a partir de medidas sencillas (longitud total y perímetro) y puede realizarse tanto en animales vivos como muertos.

En el caso de los ciervos, puede utilizarse una medida de peso corregida con la longitud del animal (Jakob, Marshall, & Uetz,1996), no obstante, esta metodología

implica pesar a los animales abatidos o capturados, por lo que puede resultar de difícil aplicación. Otra forma de medir el rendimiento puede ser a través del desarrollo de las cuernas en los machos a través de medidas como la longitud total de la cuerna, el perímetro en diferentes puntos o el número de puntas totales (Torres-Porras, Carranza & Pérez-González, 2009), este tipo de medidas resultan sencillas de registrar y pueden tomarse tanto en animales abatidos como en capturados.

5.2 Seguimiento de parámetros sanitarios y de bienestar animal

Como decíamos anteriormente los indicadores sanitarios son una pieza clave a la hora de gestionar las poblaciones de ungulados. A lo largo de este informe hemos remarcado la importancia de enfermedades como la tuberculosis, por ser un proceso de gran repercusión en la zona de estudio, pero además por que al tratarse de una enfermedad zoonótica supone un riesgo no solo para otras especies animales, sino también para la salud humana.

Como hemos visto en la Parte 1 de este trabajo, la información oficial de decomisos por tuberculosis puede ser de gran utilidad para valorar el estado sanitario de las poblaciones de ungulados. Esta información otorga una visión general de la zona de estudio y permite valorar la evolución de la situación epidemiológica a lo largo de los años. La información se debe interpretar siguiendo las pautas marcadas en la parte 1 de este informe. Desde un punto de vista práctico, y debido a la importancia que la tuberculosis tiene en la conservación de las poblaciones de estas especies, uno de los objetivos del Plan de Acción Selectiva, sería lograr la reducción de las prevalencias de esta enfermedad a valores muy inferiores a los actuales. Partiendo de un punto en el que la mayoría de las poblaciones estudiadas superan los valores medios obtenidos para poblaciones de similares características (en torno al 14% en jabalíes y el 2% en ciervos). El objetivo final debería ser lograr prevalencias por debajo del 0.5% en ciervos y el 5% en jabalíes.

Teniendo en cuenta los objetivos anteriores, la siguiente tabla (ya expuesta en el apartado anterior), puede ser utilizada para categorizar las poblaciones en función de la presencia de lesiones compatibles con tuberculosis en las inspecciones *post-mortem*:

<i>Ciervo</i>	<i>Mínimo</i>	<i>1^{er} cuartil</i>	<i>Media</i>	<i>3^{er} cuartil</i>	<i>Máximo</i>
% Lesiones TB	0	0	8.53	9.1	66.6
<i>Jabalí</i>	<i>Mínimo</i>	<i>1^{er} cuartil</i>	<i>Media</i>	<i>3^{er} cuartil</i>	<i>Máximo</i>
% Lesiones TB	0	13.7	31.74	45	88.89

Un informe previo sobre la situación sanitaria del Parque Nacional de Monfragüe realizado por Ingulados (2019), puso de manifiesto la presencia de diferentes procesos infecciosos y parasitarios, especialmente en el jabalí. A este escenario epidemiológico, debemos sumar la aparición de situaciones de sobreabundancia poblacional; por un lado, densidades poblacionales elevadas facilitan la agregación de individuos aumentando las posibilidades de transmisión de enfermedades (Gortazar y col., 2006). Por otro lado, enfermedades denso-dependientes pueden actuar como un efecto aditivo incrementando la mortalidad, una alimentación deficiente puede aumentar la susceptibilidad a determinados procesos, generando una caída en el sistema inmune (Fernández-Llario et al., 2004).

Por tanto, en trabajos a medio largo plazo, para monitorizar la situación sanitaria del Parque, se deben aprovechar las acciones de control, así como la toma de muestras de animales abatidos en acciones cinegéticas de zonas adyacentes. En caso de no contar con animales abatidos, se deben realizar capturas periódicas de animales que permitan la toma de muestras en vivo, así como a recogida de excrementos.

Es esencial la elaboración de un programa de seguimiento epidemiológico, que valore la situación sanitaria junto a otras variables como la densidad poblacional, la condición de los hospedadores, las prácticas de manejo empleadas o la propia epidemiología de los distintos procesos (Valente y col., 2020).

Propuesta de análisis a llevar a cabo de manera complementaria a la información oficial de decomisos por lesiones compatibles con tuberculosis:

Análisis serológico, valoración de la prevalencia de procesos víricos y bacterianos mediante técnicas serológicas, se deben contar con al menos 20 muestras para cada una de las zonas de estudio establecidas. A continuación, se muestran procesos que pueden ser chequeados por su importancia epidemiológica, se pueden tomar como valores de referencia los presentados en el informe sanitario de Monfragüe por parte de Ingulados en 2019:

En poblaciones de ciervo: tuberculosis, brucelosis, paratuberculosis, IBR, DVB, neumonía sincitial bovina. En poblaciones de jabalí: brucelosis, tuberculosis, mal rojo, enfermedad de Aujeszky, circovirus.

Análisis parasitológico: durante las inspecciones post-mortem se debe valorar la presencia de ectoparásitos (garrapatas, sarna, hipodermosis). A través de la recogida de excrementos se debe valorar la presencia de parásitos intestinales como pueden ser nematodos gastrointestinales o coccidios.

Otro aspecto esencial para valorar el estado de salud de los animales es lo que se conoce como indicadores de bienestar animal, entendiendo como bienestar animal “el estado en que se encuentra dicho individuo en relación a sus intentos de afrontar su ambiente” (Broom, 1986). Estaríamos asociando el bienestar animal con la capacidad de adaptación a los cambios de su entorno. Se ha demostrado que animales con un peor estado de salud o alimentación pueden mostrar un mayor estrés; por ejemplo, jabalíes en situaciones de alta densidad pueden mostrar un mayor estrés oxidativo que jabalíes de poblaciones de menor densidad (Esposito y col., 2020). Desde un punto de vista teórico, los animales podrían encontrarse con tres situaciones: la primera de ellas es un ambiente difícil sin posibilidad de adaptación, que causaría la muerte o enfermedad del animal. En este caso, la presencia de estas enfermedades y/o mortalidad serían un buen indicador del bienestar de las poblaciones. La segunda sería un ambiente inadecuado o de difícil adaptación. La supervivencia en este tipo de situaciones requerirá un alto coste energético, con un consiguiente aumento del estrés de las poblaciones. La última

situación sería un entorno de fácil adaptación, con un coste biológico nulo o muy bajo que será óptimo para el bienestar animal.

Para medir el estrés de las poblaciones se propone la medición de cortisol en sangre o la realización de test para la medición del estrés oxidativo (Gaspar-López y col., 2010; Esposito y col., 2020).

5.3 Seguimiento de los cambios en las estructuras y componentes del sistema.

Una forma de saber si una población de ungulados ha superado la capacidad de carga del ecosistema es valorar el impacto de estos sobre el estado de las comunidades vegetales. Un manejo apropiado de las poblaciones de ungulados puede desembocar en un sistema de buena integración de las comunidades de ungulados y los ecosistemas forestales. Esta monitorización debe incluir indicadores a largo plazo de efecto de la densidad de ungulados sobre la productividad del ecosistema (Apollonio y col., 2017). Por ejemplo, medidas de la presión de ramoneo de los ungulados sobre las plantas leñosas puede ser una herramienta muy útil para determinar las cargas admisibles y evaluar su sustentabilidad ecológica (Cátedra de Parques Nacionales 2019.).

Valoración del impacto sobre las comunidades vegetales: el impacto generado sobre las plantas leñosas es un buen indicador siempre que las especies se encuentren ampliamente distribuidas y que sean especies susceptibles a la presión de ungulados. Como posibles indicadores semicuantitativos se pueden utilizar grado de ramoneo, el coeficiente de esbeltez, el grado de regeneración de las especies indicadoras o medir el daño por pisoteo o frotamiento (Morellet y col., 2001; Perea y col., 2015; López-Sánchez et al., 2016). Estos indicadores deben medirse a través de parcelas o transectos permanentes que nos permitan detectar cambios en el estado de la vegetación. Por tanto, este tipo de medidas deben llevarse a cabo durante varios años, pudiendo así medir la evolución el tiempo de las comunidades vegetales y su evolución con las diferentes acciones de control de las poblaciones de ungulados. Puede resultar de interés establecer zonas de exclusión de ungulados donde se pueda medir la evolución de las comunidades vegetales en ausencia de presión de estas especies, como zonas de

control. Además es importante que los indicadores de seguimiento de la vegetación sean implementados también para medir el impacto de las comunidades de ungulados sobre flora leñosa amenazada.

En la actualidad, no estamos en condiciones de precisar cual sería el grado óptimo de conservación de dichas formaciones vegetales. Sería preciso valorar el impacto concreto que producen los ungulados silvestres en las diferentes comunidades vegetales y su ritmo de regeneración a lo largo de un ciclo anual.

ANEXO I

RESULTADOS DE LOS CONTROLES POBLACIONALES DE MONFRAGÜE

Finca	Año	Cupo ciervos	Captura Ciervos	Ciervos	Total ciervos	Jabalí
[REDACTED]	2017	20	5	85	90	18
[REDACTED]	2017	12	6	17	23	9
[REDACTED]	2017	2	1	17	18	1
[REDACTED]	2017	7	3	67	70	35
[REDACTED]	2017	15	8	22	30	28
[REDACTED]	2017	0	17	18	35	6
[REDACTED]	2017	2	2	17	19	13
[REDACTED]	2017	6	6	14	20	10
[REDACTED]	2017	6	6	46	52	22
[REDACTED]	2017	7	2	2	4	20
[REDACTED]	2017	14	10	8	18	7
[REDACTED]	2017	10	3	47	50	28
[REDACTED]	2017	3	1	3	4	14
[REDACTED]	2017	0	0	25	25	0
Total	2017	104	70	388	458	211
[REDACTED]	2018	0	0	4	4	3
[REDACTED]	2018	12	8	14	22	14
[REDACTED]	2018	18	10	79	89	34
[REDACTED]	2018	0	3	78	81	47
[REDACTED]	2018	14	9	81	90	65
[REDACTED]	2018	2	2	23	25	27
[REDACTED]	2018	7	7	4	11	17
[REDACTED]	2018	6	1	7	8	8
[REDACTED]	2018	6	9	61	70	36
[REDACTED]	2018	5	5	26	31	40
[REDACTED]	2018	3	2	4	6	13
[REDACTED]	2018	14	14	3	17	11
[REDACTED]	2018	0	2	6	8	12
[REDACTED]	2018	0	3	21	24	4
[REDACTED]	2018	0	0	60	60	114
Total	2018	87	75	471	546	445
[REDACTED]	2019	0	0	33	33	33
[REDACTED]	2019	12	10	16	26	40
[REDACTED]	2019	0	0	11	11	2

[Redacted]	2019	22		104	104	31
[Redacted]	2019	16	6	55	61	59
[Redacted]	2019	3	3	16	19	15
[Redacted]	2019	6	6	38	44	39
[Redacted]	2019	5	1	12	13	29
[Redacted]	2019	7	6	1	7	32
[Redacted]	2019	0	0	5	5	2
[Redacted]	2019	5	5	22	27	20
[Redacted]	2019	3	2	4	6	24
Total	2019	79	39	317	356	326

ANEXO II

A continuación se muestran imágenes tomadas en una charca que muestra como estas zonas pueden suponer zonas de alto riesgo epidemiológico

El primer par de imágenes corresponden a un grupo familiar de jabalíes utilizando una baña (foto a la izquierda) y un macho adulto en la misma baña (foto derecha)



Las siguientes imágenes son del mismo punto pero un macho de ciervo bañándose durante la época de celo (a la izquierda) y una cierva adulta y una cría (a la derecha).



Finalmente se muestran imágenes de tres especies de carnívoros que pueden formar parte de la cadena epidemiológica de algunos procesos infecciosos o parasitarios

de los que también son susceptibles los ungulados. Un zorro (imagen central) una garduña (imagen de la izquierda) y un tejón (imagen de la derecha).



4. Bibliografía

Acevedo P, Ruiz-Fons F, Vicente J, Reyes-García AR, Alzaga V, Gortázar C. 2008. Estimating red deer abundance in a wide range of management situations in Mediterranean habitats. *J Zool* 276:37-47.

Apollonio, M., Belkin, V. V., Borkowski, J., Borodin, O. I., Borowik, T., Cagnacci, F., ... & Gaillard, J. M. (2017). Challenges and science-based implications for modern management and conservation of European ungulate populations. *Mammal research*, 62(3), 209-217.

Azorit, C., Analla, M., Carrasco, R., & Muñoz-Cobo, J. (2002). Influence of age and environment on antler traits in Spanish red deer (*Cervus elaphus hispanicus*). *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 48(3), 137-144.

Bonenfant, C., Gaillard, J. M., Coulson, T., Festa-Bianchet, M., Loison, A., Garel, M., ... & Du Toit, J. (2009). Empirical evidence of density-dependence in populations of large herbivores. *Advances in Ecological Research*, 41, 313-357.

Broom, D. M. (1986). Indicators of poor welfare. *British veterinary journal*, 142(6), 524-526.

Carranza, J. (2000). Environmental effects on the evolution of mating systems in endotherms. Pp. 106-139. En: Apollonio, M., Festa-Bianchet, M., Mainardi, D. (Eds.). *Vertebrate Mating Systems*. World Scientific

Carpio, A. J., Oteros, J., Lora, A., & Tortosa, F. S. (2015). Effects of the overabundance of wild ungulates on natural grassland in Southern Spain. *Agroforestry Systems*, 89(4), 637-644.

Carpio AJ, Guerrero-Casado J, Barasona JA, Tortosa FS (2017) Ecological impacts of wild ungulate overabundance on Mediterranean basin ecosystems. In: Menendez A, Sands N (eds) *Ungulates, Evolution, Diversity and Ecology*, 111–157. Nova Science Publishers, New York, USA.

Carrión, D., García, A. J., Gaspar-López, E., Landete-Castillejos, T., & Gallego, L. (2008). Development of body condition in hinds of Iberian red deer during gestation and

its effects on calf birth weight and milk production. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology*, 309(1), 1-10.

Cátedra de Parques Nacionales 2019. Informe de gestión de ungulados silvestres en Parques Nacionales. Seminario, junio de 2019, CENAM, Valsaín (Segovia)

Caughley G (1981) Overpopulation. In: Jewell PA, Holt S. (eds) *Problems in Management of Locally Abundant Wild*.

Clutton-Brock, T. H., Albon, S. D., Guinness, F. E. (1984). Maternal dominance, breeding success, and birth sex ratios in red deer. *Nature*, 308: 358-360.

Côté, S. D., Rooney, T. P., Tremblay, J. P., Dussault, C., & Waller, D. M. (2004). Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 113-147.

Enetwild Consortium et al. Guidance on estimation of abundance and density data of wild ruminant population: methods, challenges, possibilities. *EFSA Supporting Publications*, 2020, vol. 17, no 6, p. 1876E.

Enetwild Consortium, et al. Guidance on estimation of wild boar population abundance and density: methods, challenges, possibilities. *EFSA Supporting Publications*, 15(7), 1449E.

Esposito, L., Tafuri, S., Cocchia, N., Fasanelli, R., Piscopo, N., Lamagna, B., ... & Ciani, F. (2020). Assessment of living conditions in wild boars by analysis of oxidative stress markers. *Journal of Applied Animal Welfare Science*, 1-8.

Fernández-Llario P, Carranza J, Hidalgo De Trucios SJ (1996) Social organization of the wild boar (*Sus scrofa*) in Doñana National Park. *Miscel·lània Zoològica* 19:9–18

Fernández-Llario, P., & Carranza, J. (2000). Reproductive performance of the wild boar in a Mediterranean ecosystem under drought conditions. *Ethology Ecology & Evolution*, 12(4), 335-343.

Fernández-Llario, P., Mateos-Quesada, P., 2003. Population structure of the wild boar (*Sus scrofa*) in two Mediterranean habitats in the western Iberian Peninsula. *Folia Zool.* 52, 143–148.

Fernández-Llario, P., Parra, A., Cerrato, R. & Hermoso deMendoza, J. (2004). Spleen size variations and reproduction in a Mediterranean population of wild boar (*Sus scrofa*). *Eur. J. Wildl. Res.* 50, 13–17.

Gaspar-López, E., Landete-Castillejos, T., Estevez, J.A., Ceacero, F., Gallego, L., García, A.J., 2010. Biometrics, testosterone, cortisol and antler growth cycle in Iberian red deer stags (*Cervus elaphus hispanicus*). *Reproduction in domestic animals* 45, 243-249.

García-Jiménez, W. L., Fernández-Llario, P., Benítez-Medina, J. M., Cerrato, R., Cuesta, J., García-Sánchez, A., ... & Serrano, E. (2013). Reducing Eurasian wild boar (*Sus scrofa*) population density as a measure for bovine tuberculosis control: effects in wild boar and a sympatric fallow deer (*Dama dama*) population in Central Spain. *Preventive veterinary medicine*, 110(3-4), 435-446. 201

Gamelon, M., Douhard, M., Baubet, E., Gimenez, O., Brandt, S., & Gaillard, J. M. (2013). Fluctuating food resources influence developmental plasticity in wild boar. *Biology letters*, 9(5), 20130419.

Giménez-Anaya, A., Bueno, C. G., Fernández-Llario, P., Fonseca, C., García-González, R., Herrero, J., ... & Rosell, C. (2020). What Do We Know About Wild Boar in Iberia?. In *Problematic Wildlife II* (pp. 251-271). Springer, Cham.

Gonçalves, P. (2017). *Indicadores biológicos para la gestión del jabalí en ecosistemas mediterráneos* (Doctoral dissertation, Universidad de Extremadura).

Gortázar, C., Torres, M. J., Vicente, J., Acevedo, P., Reglero, M., de la Fuente, J., ... & Aznar-Martín, J. (2008). Bovine tuberculosis in Doñana Biosphere Reserve: the role of wild ungulates as disease reservoirs in the last Iberian lynx strongholds. *PLoS One*, 3(7), e2776.

Gortázar, C., Acevedo, P., Ruiz-Fons, F., & Vicente, J. (2006). Disease risks and overabundance of game species. *European Journal of Wildlife Research*, 52(2), 81-87.

Grignolio, S., Heurich, M., Šprem, N., & Apollonio, M. (2014). The management of ungulates in protected areas. In *Behaviour and Management of European Ungulates*. Whittles Publishing.

Ingulados SL (2018). Risco, D., Gonçalves, P., García-Jiménez, W.L., Bravo, M., Arenas, V., Cerrato, R., Fernández-Llario, P. (2018). Desarrollo de indicadores de caza sostenible en ciervo y jabalí en ecosistemas mediterráneos. Segundo año. Anuario 2018 Fundación Artemisan.

Ingulados SL (2019). Estudio sobre el estado sanitario de la fauna de ungulados silvestres del parque nacional de Monfragüe así como el diseño de un plan específico de actuaciones sanitarias en el parque nacional 2019.

Jakob, E.M., Marshall, S. D., & Uetz, G. W. (1996). Estimating fitness: a comparison of body condition indices. *Oikos* 77:61–67

Jones, J. C., Sonnberg, S., Koçer, Z. A., Shanmuganatham, K., Seiler, P., Shu, Y., ... & Daszak, P. (2008). Global trends in emerging infectious diseases. *Nature* 451(7181), 990-994.

Keuling O, Baubet E, Duscher A, Ebert C, Fischer C, Monaco A, Podgórski T, Prevot C, Ronnenberg K, Sodeikat G, Stier N, Thurfjell H, 2013. Mortality rates of wild boar (*Sus scrofa* L.) in central Europe. *European Journal of Wildlife Research* 59 (6), 805-814.

Landete-Castillejos, T., García, A., Gómez, J. A., Laborda, J., Gallego, L. (2002). Effects of nutritional stress during lactation on immunity costs and indices of future reproduction in Iberian red deer (*Cervus elaphus hispanicus*). *Biology of Reproduction*, 67 (5): 1613-1620

Lenzano, R., and R. Zamora. 1999. Métodos de censo y optimización de aprovechamientos cinegéticos en Sierra Morena. *Forest Systems* 8:241-262.

López-Sánchez, A., Perea, R., Dirzo, R., & Roig, S. (2016). Livestock vs. wild ungulate management in the conservation of Mediterranean dehesas: implications for oak regeneration. *Forest ecology and management*, 362, 99-106.

Massei, G., Kindberg, J., Licoppe, A., Gačić, D., Šprem, N., Kamler, J., ... & Cellina, S. (2015). Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest management science*, 71(4), 492-500.

Morellet, N., Champely, S., Gaillard, J. M., Ballon, P., & Boscardin, Y. (2001). The browsing index: new tool uses browsing pressure to monitor deer populations. *Wildlife Society Bulletin*, 1243-1252

Möst, L., Hothorn, T., Müller, J., & Heurich, M. (2015). Creating a landscape of management: Unintended effects on the variation of browsing pressure in a national park. *Forest Ecology and Management*, 338, 46-56.

Mysterud A, Sather BE (2010) Climate change and implications for the future distribution and management of ungulates in Europe. In: Putman R, Apollonio M, Andersen R (eds) *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*, 349–375. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

PATUBES (2017). Plan Nacional de Actuación sobre Tuberculosis en Especies Silvestres. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.

Perea, R., Perea-García-Calvo, R., Díaz-Ambrona, C. G., & San Miguel, A. (2015). The reintroduction of a flagship ungulate *Capra pyrenaica*: Assessing sustainability by surveying woody vegetation. *Biological Conservation*, 181, 9-17.

Risco D, Fernández-Llario P, García-Jiménez WL, Gonçalves P, Cuesta JM et al (2013) Influence of porcine circovirus type 2 infections on bovine tuberculosis in wild boar populations. *Transbound Emerg Dis* 60:121

Risco, D., Gonçalves, P., Mentaberre, G., Navarro-González, N., Casas-Díaz, E., Gassó, D., ... & Barquero-Pérez, O. (2018). Biometrical measurements as efficient indicators to assess wild boar body condition. *Ecological Indicators*, 88, 43-50.

Rodríguez-Hidalgo P, Gortázar C, Tortosa FS, Rodríguez-Vigal C, Fierro Y, Vicente J. 2010. Effects of density, climate, and supplementary forage on body mass and pregnancy rates of female red deer in Spain. *Oecologia* 164:389-398

Rosell, C., Fernández-Llario, P., Herrero, J., 2001. El jabalí (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758). *Galemys* 13, 1-25

Ruiz-Fons, F. (2017). A Review of the Current Status of Relevant Zoonotic Pathogens in Wild Swine (*Sus scrofa*) Populations: Changes Modulating the Risk of Transmission to Humans. *Transboundary and emerging diseases*, 64(1), 68-88.

Schley, L., Roper, T.J., 2003. Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Review* 33, 43-56.

Tellería, J.L. Manual para el censo de los vertebrados terrestres. Raíces, 1986.

Torres-Porras, J., Carranza, J., & Pérez-González, J. (2009). Combined effects of drought and density on body and antler size of male Iberian red deer *Cervus elaphus hispanicus*: climate change implications. *Wildlife Biology*, 15(2), 213-222.

Valente, A. M., Acevedo, P., Figueiredo, A. M., Fonseca, C., & Torres, R. T. Overabundant wild ungulate populations in Europe: management with consideration of socio-ecological consequences. *Mammal Review*.