

TRABAJO DE FIN DE GRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES



FACULTAD DE CIENCIAS EXPERIMENTALES

UNIVERSITAS *Miguel Hernández*

Estudio de poblaciones de ungulados silvestres
mediante censos por distancia: aplicación a la
población de Arrui (*Ammotragus lervia* Pallas, 1777)
en Sierra Espuña

Autor: Enrique Pérez Castañeyra

Tutores:

Andrés Giménez Casalduero

Roberto Pascual Rico

Roberto Rodríguez Caro

Departamento de Biología Aplicada

Área de Ecología

Curso académico 2018-2019



Foto de portada cedida por Conrado Requena Andreu

Agradecimientos

No tenía pensado incluir un apartado de agradecimientos en este Trabajo de Fin de Grado, pero creo que ha sido y es digno de agradecer y reconocer la paciencia y el buen hacer que han mostrado mis tutores de TFG Andrés Giménez, Roberto Pascual y Roberto Rodríguez para conmigo, y sin los cuales la realización de este TFG hubiera sido imposible.

También se han ganado a pulso aparecer en este apartado mis compañeras y compañeros y personal docente y administrativo del Área de Ecología que, con sus ánimos, interés y colaboración consiguieron sacarme una sonrisa en los momentos de frustración.

Finalmente, aunque puedo asegurar que no por ello menos importante, deseo realizar una mención especial a mis padres, Marisol y Javier, por haber estado siempre ahí, darme la oportunidad de llegar hasta aquí y mostrar un compromiso y dedicación a mi educación que nunca podré agradecer lo suficiente. Gracias.



Cita recomendada:

Pérez-Castañeyra, E. (2019). Estudio de poblaciones de ungulados silvestres mediante censos por distancia: Aplicación a la población de arruí (*Ammotragus lervia*) en Sierra Espuña.

Índice

Introducción	3
Antecedentes y Objetivos	7
Materiales y Métodos	8
Sistema de estudio	8
Método de censo	11
Determinación del hábitat	12
Método de muestreo por distancia	13
Resultados	19
Detectabilidad	20
Densidad de 2018.....	23
Discusión	25
Factores que influyen en la detectabilidad	25
Densidad y abundancia ¿Cuántos arruis hay realmente en Sierra Espuña?	26
Conclusiones y proyección futura	29
Bibliografía	31
Anexos	34

Resumen

Conocer el tamaño de una población es fundamental a la hora de realizar una correcta gestión de una especie, y para esto es necesario tener un método de estima demográfica robusto y fiable. En este estudio se analizan distintos factores bióticos y abióticos que pueden afectar a las estimas demográficas de arruí (*Ammotragus lervia*) en Sierra Espuña. Se determina que la hora de censo y medio de desplazamiento durante los censos son los factores que afectan en mayor medida a estos cálculos. Además, el solapamiento de las áreas abarcadas por los diferentes itinerarios de los censos provoca una subestima en los cálculos de densidad y abundancia de la especie. Todo esto será tenido en cuenta para proponer mejoras al método de estima con el objetivo de llevar a cabo una gestión adecuada de la especie y para estimar el tamaño poblacional del año 2018.

Palabras clave: bóvidos, detectabilidad, especie introducida, hábitat, monitoreo de especies, muestreo por distancia

Abstract

Knowing the population size is essential when performing an appropriate management of a species, and for this it is necessary to exercise a robust and trustworthy demographic estimation method. In this study it is analyzed what biotic and abiotic factors affect more to the demographic estimations of aoudad (*Ammotragus lervia*) in Sierra Espuña. It is determined that the factors that affect the more to the estimations are the time of the census and the main of movement during the census. Besides, the overlap of the areas covered by the different itineraries involves an underestimation in the calculations of density and abundance of the species. All of this will be considered to propose estimation method improvements when it comes to perform a suitable management of the species and calculating the population size of 2018.

Key words: bovidae, detectability, distance sampling, habitat, introduced species, species monitoring

Introducción

Actualmente vivimos una crisis de biodiversidad por la extinción de especies debido a la introducción de especies alóctonas invasoras, el cambio climático, la fragmentación de los hábitats y la antropización del medio natural, entre otras causas (Burney y Flannery, 2005; Barnosky *et al.*, 2011; IPCC, 2013). Es importante poder realizar un diagnóstico de esta crisis, para encaminar estrategias para intentar subsanar y revertir el problema. Uno de los principales parámetros de diagnóstico es la medida del tamaño poblacional de una especie en un territorio. Esta información permite reconocer procesos de declive de algunas especies próximas a la extinción o establecer correctamente programas de conservación (Bailey, 1994). Identificar las dinámicas de especies invasoras, o establecer estrategias de explotación cinegética, por ejemplo (Boyce, 1992; Beissinger y McCullogh, 2002; Williams *et al.*, 2002).

Para obtener el tamaño de una población animal hay multitud de métodos, como los métodos usados en el cálculo de índices de abundancia, métodos basados en itinerarios y estaciones de censo, métodos de captura y recaptura y el conteo directo, entre otros (Tellería, 1986; Martella, 2012; Rumi, n.d).

Concretamente, en el caso concreto de los ungulados, que son animales cuyas extremidades terminan en pezuñas (Pato, 2011), históricamente se han usado técnicas como batidas, conteos totales simultáneos con puntos de observación fijos o el uso de frecuencias de aparición, etc. (Camiña, 1995). Entre estos métodos se encuentra la realización de censos por distancia, cuya aplicación se someterá a evaluación a lo largo del presente trabajo sobre la población de arrui (*Ammotragus lervia*) en el ámbito del Parque Regional de Sierra Espuña (Región de Murcia).

El arrui fue introducido en España en 1970. Inicialmente la introducción se produjo con motivos cinegéticos, justificando así la creación de la Reserva Nacional de Caza de Sierra Espuña (Ley 2/1973, de 17 de marzo). Gracias a la abundancia de alimento y la ausencia de depredadores, junto con su elevada tasa de natalidad, se expandió rápidamente (Cassinello, 2000).

El arrui es capaz de ejercer una fuerte presión sobre las especies vegetales debido al intenso ramoneo que realiza (Velamazán *et al.*, 2017), especialmente puede ser relevante con las altas

densidades que presenta en Sierra Espuña. Se han detectado problemas con especies catalogadas y protegidas como el *Acer monspessulanum*, *Cotoneaster granatensis*, *Fumana fontanesii*, *Colutea arborescens*, *Lonicera splendida*, o *Arbutus unedo* (San Miguel, 2010). Además, comparte nicho ecológico con la cabra montés (*Capra pyrenaica*) y es posible que la actual expansión del arrui resulte en una invasión de los hábitats preferidos por la cabra, lo que puede interferir en la recuperación de esta especie (Acevedo *et al.*, 2007). El arrui ha generado y genera protestas de los agricultores porque en situaciones de escasez de agua o alimento pueden alcanzar y consumir cultivos, lo que genera un perjuicio sobre la economía de los propietarios (San Miguel, 2010).

Por otra parte, es importante recalcar que el arrui es una especie de gran interés cinegético en áreas como en el Parque Regional de Sierra Espuña (Cassinello, 2000), lo que hace que entren en juego factores económicos que repercuten de manera directa en cómo se gestiona la especie. Sierra Espuña posee, además, una característica poco común; y es que la Reserva Nacional de Caza de Sierra Espuña se encuentra dentro del Parque homónimo, ocupando un 70% del mismo (Dirección General del Medio Natural de Murcia, 1995). Sierra Espuña es, actualmente, de los pocos lugares del mundo, junto con algunas fincas en Norteamérica, donde es posible la caza de arruis en libertad, lo que hace de este Parque un enclave único para los intereses cinegéticos, aunque la especie también ha sido introducida en fincas de caza en Ciudad Real, Toledo, Cáceres o Alicante (Figura 1), entre otras. (Gray, 1985; Serrano *et al.*, 2003).

El modelo de gestión del arrui ha ido cambiando según la legislación en las últimas décadas. En 1995 se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Parque (PORN) (Decreto 13/1995, Consejería de Medio Ambiente de la Región de Murcia). En este documento se establece un límite de 300 individuos de arrui en el Parque Regional. Además, establece que la población “[...] se mantendrá en niveles reducidos, en cualquier clase de terrenos cinegéticos, de régimen común o especial (Cotos Privados), incluyendo la Reserva Nacional de Caza de Sierra Espuña”. En 2007 se limita la explotación cinegética de esta especie a fincas de caza y zonas donde ya se hubiese introducido (Ley 42/2007, Gobierno de España). En 2013 se aprueba el Real Decreto 630/2013, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras permitiendo la caza del arrui solamente en la Región de Murcia. Tras la

denuncia por parte de algunas organizaciones conservacionistas, el Tribunal Supremo lo somete a revisión y lo modifica (Sentencia del Tribunal Supremo 637/2016). En esta sentencia se puede leer: “[...] *la caza y la pesca, lejos de servir a los fines de erradicación de las especies catalogadas, más bien determinan su mantenimiento indefinido, cuando no la agravación, del status quo actual, dificultando, si no haciendo imposible, su erradicación, que es un objetivo inequívoco de la Ley del Patrimonio Natural y Biodiversidad*”. Esta sentencia prohíbe la caza del arruí en todo el territorio nacional. Sin embargo, en 2018 se modifica la Ley de Patrimonio Natural y Biodiversidad de 2007 (Ley 7/2018, de 20 de julio, de modificación de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad) y se vuelve a permitir la caza del arruí en zonas donde se introdujo la especie antes de 2007.

En el documento de elaboración del Plan de Gestión del arruí en la Región de Murcia (Eguía *et al.*, 2015) se proponen los diferentes escenarios de gestión en la Región de Murcia analizando sus ventajas y desventajas. Los escenarios posibles van desde perpetuar el estado actual (en el que no se acota activamente al arruí en ningún espacio concreto), reducir su área de distribución en varias propuestas e, incluso, llegan a proponer la erradicación total de la especie en la Región Murciana. Sin embargo, para poder llevar a cabo cualquiera de los escenarios es necesario tener diagnósticos de la dinámica demográfica.

Actualmente, y con la población de arruí a niveles demográficos de los años 80 (entorno a los 600-800 individuos), sigue existiendo un debate en torno a cómo debería llevarse a cabo la gestión de esta especie. Como se comentó anteriormente, es una especie alóctona que se encuentra en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Real Decreto 630/2013), con gran capacidad de expansión en el sureste peninsular y, por otro lado, es una especie con relevancia económica por las actividades turísticas y cinegéticas que pueden desarrollarse en torno a la misma, clasificada según la UICN como *Vulnerable* pues está en recesión en su hábitat natural debido a la caza furtiva, la destrucción del hábitat por el pastoreo, extracción de minerales, la sequía y la desertificación (UICN, 2019).



Figura 1. Distribución de *Ammotragus lervia* en España (Fuente: Casinello et al., 2007).

En vista de las numerosas implicaciones que pueden rodear a la gestión de una especie, deberá abordarse desde un prisma multidisciplinar y, probablemente, siguiendo un camino marcado por el consenso de las partes interesadas (Redpath *et al.*, 2013). Por este motivo, para la gestión de la especie es necesario obtener estimas demográficas precisas que ofrezcan un diagnóstico actual de la especie.

Antecedentes y Objetivos

Desde la introducción del arruí en Sierra Espuña en 1970 se viene realizando un seguimiento de la población, para realizar una gestión adecuada. En todos estos años ha habido variaciones del método para los distintos censos realizados hasta la actualidad (ver Anexo I). Desde 2003, los censos se realizan de manera similar en lo que se refiere a fechas, metodología, itinerarios y esfuerzo. Sin embargo, las ubicaciones de los arruís solo se anotan a partir de 2009. Desde 2012, para estimar la densidad y abundancia a partir de los itinerarios de censo se aplica de manera elemental el método de muestreos por distancia (Eguía *et al.*, 2015) que está basado en la construcción de una función de detectabilidad que describe la probabilidad de encuentro respecto a la distancia a la línea de avance del observador (Tellería 1986). Este método ha resultado adecuado para un gran número de situaciones de estudio, sin embargo su precisión puede estar afectada por un gran número de factores que condicionan la probabilidad de detección dependiente, por ejemplo, del comportamiento y características de la especie objeto de estudio, de la estructura del paisaje y de los procedimientos específicos de censo.

Teniendo esto en cuenta, en este trabajo se plantean los siguientes objetivos::

- Evaluar el efecto de determinados factores del hábitat, dinámica demográfica espacio-temporal de la población (hora, año de censo, estacionalidad), aspectos comportamentales de la especie (tamaño de grupo) y factores metodológicos como número de observadores o el medio de desplazamiento durante los censos en los análisis de detectabilidad.
- Estimar la densidad y abundancia del arruí en el Parque Regional de Sierra Espuña en 2018 en base a la detectabilidad previamente evaluada.
- Realizar propuestas de mejora del método de censo actualmente implantado.

Materiales y Métodos

Sistema de estudio

El arruí o arrui (*Ammotragus lervia* Pallas 1777) es un ungulado bóvido (Figura 2) nativo de las zonas montañosas septentrionales de África y sistemas montañosos del Sahara (San Miguel, 2010), con la distribución indicada en la Figura 3.



Figura 2. Rebaño de arruis en Sierra Espuña. Fotografía cedida por Conrado Requena Aznar.

Los machos son más grandes que las hembras, pues estas tienen una altura media a la cruz de 80-85 centímetros y un peso medio de 41 kilogramos, mientras que los machos alcanzan los 92-110 centímetros y 82 kilogramos (Wilson y Mittermeier, 2011), aunque pueden llegar a superar los 145 kilogramos de peso. Los cuernos también son mayores en el caso de los machos (San Miguel, 2010). Tienen una cola relativamente larga y el pelo corto salvo por las “barbas”, mechones característicos de la especie de pelaje que los adultos poseen en la parte inferior del cuello y en las extremidades anteriores (Cassinello, 2017).



Figura 3. Distribución natural del arrui (Fuente: UICN). Se encuentra restringida al Norte de África, en Egipto, Sudán, Chad, Libia, Níger, Argelia, Mali, Sáhara Occidental, Mauritania, Túnez y Marruecos.

Este estudio se circunscribe al área que ocupa el Parque Regional de Sierra Espuña (Figura 4), en Murcia, SE de la península ibérica (37° 50' N 1° 30' W), de 17 804 hectáreas de extensión. Sierra Espuña posee gran complejidad orográfica y topográfica, presentando grandes desniveles de hasta 1300 metros. El punto más alto del parque se encuentra en el Pico Espuña o Cerro Espuña, de 1583 m.s.n.m. La temperatura media del Parque oscila entre los 12.8°C y los 18.4°C de media. El valor de precipitaciones se encuentra entre los 277 mm y los 510 mm anuales repartidos entre 40 o 45 días de lluvia al año. Además, cabe destacar que en invierno la nieve es un fenómeno relevante por encima de los 1000 o 1100 m.s.n.m. (Dirección General del Medio Natural de Murcia, 1995).

Desde la introducción en Sierra Espuña por parte del Servicio de Pesca Continental, Caza y Parques Nacionales (González-Candela y León-Vizcaíno, 1999) de 8 machos y 12 hembras de arrui del zoo de Frankfurt y 8 machos y 8 hembras del zoo de Casablanca en la década de los setenta del siglo pasado, la población ha ido variando sustancialmente (Figura 5). La población de arrui en Sierra Espuña tenía un ratio de crecimiento del 30%, empezando a cazarse en el Parque en 1977 (Gray, 1985). En 1982 la población alcanzaba los 750 individuos. En 1991 se detectaron los primeros casos de sarna sarcóptica en ejemplares de arrui en Sierra Espuña, producida por el ácaro *Sarcoptes scabiei* (Linnaeus 1758), que desembocó en un proceso epidémico. A la epidemia de sarna sobrevivieron muy pocos ejemplares (González-Candela y

León-Vizcaíno, 1999). La transmisión original de sarna se produjo a través del ganado doméstico (González-Candela, 2002). En 2014 la población disminuyó, debido probablemente a una sequía sufrida en 2013 y 2014 (Eguía *et al.*, 2015 y 2018), aunque para 2016 experimentó un leve incremento demográfico. (Eguía *et al.*, 2018). La población se mantiene relativamente estable desde entonces hasta la actualidad.

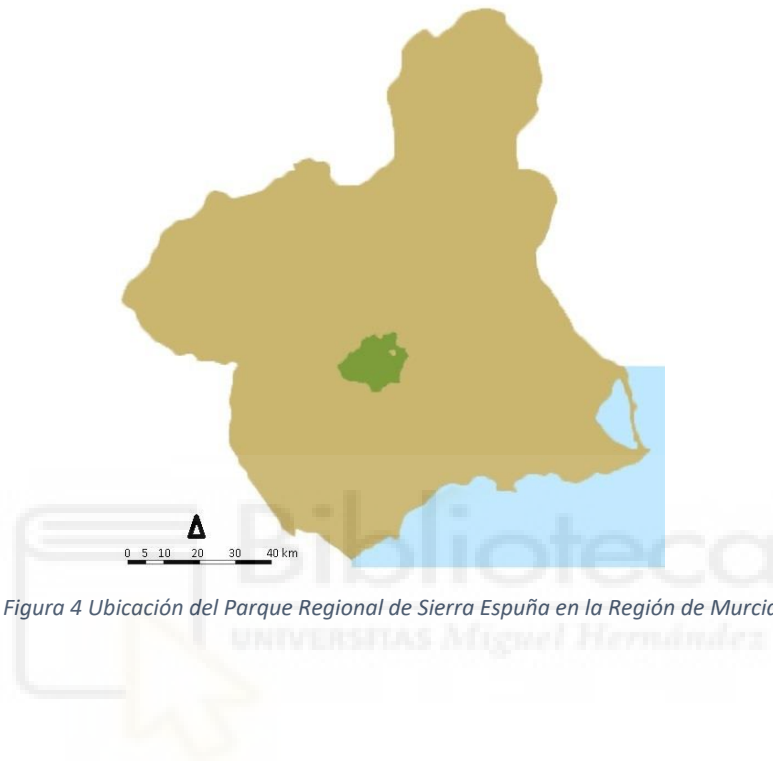


Figura 5. Evolución histórica de la población estimada de arrui en Sierra Espuña (Fuente: Eguía *et al.*, 2015 y 2018). Se observa un crecimiento exponencial previo a un pico demográfico. Tras este, un rápido descenso por la epidemia de sarna. Posteriormente, se observa otra fase de crecimiento. Faltan los datos de algunos años, por lo que no se puede completar la gráfica. A partir de 2011, la población disminuye.

Método de censo

Para medir la densidad y abundancia de arruí en el Parque Regional se realizan anualmente censos. Durante los censos un equipo de investigadores y colaboradores, con prismáticos y telescopios terrestres, de alrededor de 20 personas (22 personas en el censo del 3 de octubre de 2018) se desplaza al Parque donde, divididos en grupos de 1 a 3 observadores, recorre diferentes itinerarios en coche y/o a pie, en función de la longitud del recorrido y la calidad del camino. En total se recorren 17 itinerarios que están distribuidos por todo el Parque (Tabla 4 y Figura 6).

Durante el recorrido de los diferentes itinerarios se realiza la búsqueda de arrúis anotando información relativa al censo, como la hora, los observadores, etc. y a los arrúis observados como la distancia de encuentro, el sexo, el tamaño del grupo o la ubicación, entre otras variables en un formulario (Anexo II). La actividad del censo suele comenzar durante las primeras horas de la mañana y dura, generalmente, entre 3 y 5 horas.

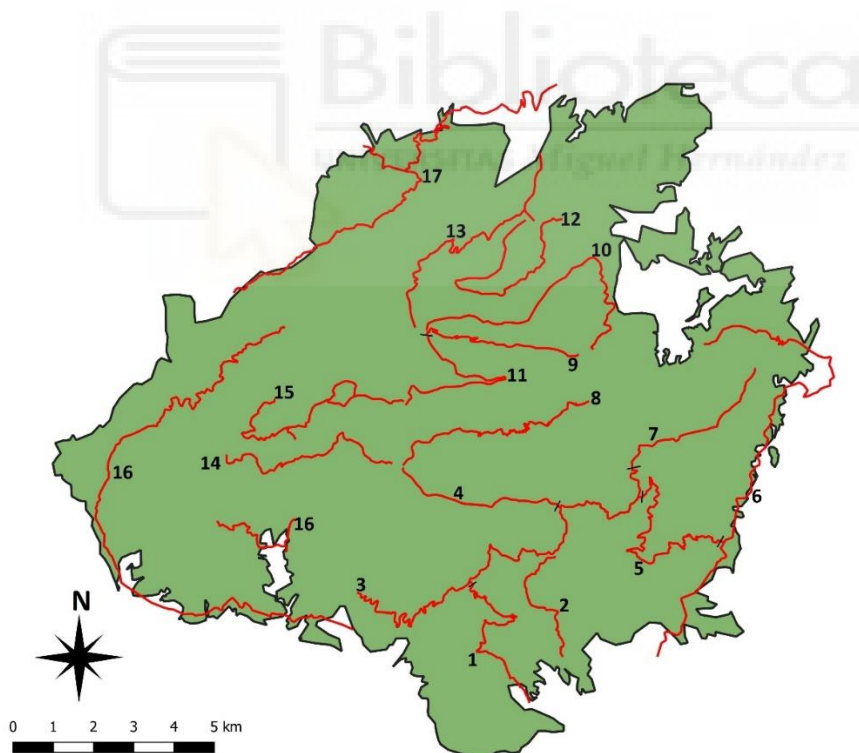


Figura 6. Mapa de Sierra Espuña con los 17 itinerarios diferentes que se recorren en los censos.

Una vez obtenidos los datos del censo, se someten a una evaluación por los coordinadores para evitar dobles conteos o posibles errores metodológicos, contrastando avistamientos de distintos observadores, como la hora de avistamiento, la ubicación de los arruis, etc.

Aunque durante los censos se recorren 17 itinerarios, los itinerarios 16 y 17 (Figura 6) se eliminan posteriormente de los datos por ser periféricos, pues abarcan en gran medida áreas que se encuentran fuera del parque (censo de individuos fuera del área de estudio y de censo).

Determinación del hábitat

La información de los diferentes hábitats se obtiene de *CORINE Land Cover* (en adelante *Corine*) (EEA, 1995). Para estudiar qué categorías del proyecto *Corine* se encuentran en nuestra área de estudio usamos el sistema de información geográfica QGIS (QGIS, 2018). Se clasifican los usos del suelo según la estructura de hábitat que presentan, en dos categorías: terreno cerrado, de gran cobertura vegetal y baja visibilidad (fundamentalmente bosque de pinos, que ocupan un 67.6% de Sierra Espuña) y terreno abierto o despejado, de mayor visibilidad, como cultivos (2% del área del Parque), matorral en transición (4.72% de la superficie del Parque), pastizales naturales de altura (25.7% de la extensión del Parque), etc. (Tabla 1 y Figura 7). Es necesario reclasificar los tipos de hábitats desde *Corine* dado que, estadísticamente, no es posible analizar datos demasiado factorizados y porque hay algunos hábitats con muy pocos avistamientos. Con el GIS utilizado se le asigna a cada ubicación de los arruis de los censos una categoría de hábitat con la información de *Corine*.

Tabla 1. Clasificación de los hábitats del P.R. Sierra Espuña según los criterios *Corine* (EEA, 1995) y criterios prácticos de estructura de hábitat, quedando dos categorías: Abierto, con mayor visibilidad, y cerrado, con mayor densidad vegetal y menor visibilidad.

CÓDIGO CORINE	DESCRIPCIÓN	CLASIFICACIÓN TFG
211	Tierras de labor en secano	<i>Abierto</i>
212	Terrenos regados permanentemente	<i>Abierto</i>
221	Viñedos	<i>Abierto</i>
222	Frutales	<i>Abierto</i>
231	Praderas	<i>Abierto</i>
242	Mosaico de cultivos	<i>Abierto</i>
243	Terrenos agrícolas, pero con espacios de vegetación natural	<i>Abierto</i>
312	Bosques de coníferas	<i>Cerrado</i>
321	Pastizales naturales	<i>Abierto</i>
323	Vegetación esclerófila	<i>Abierto</i>
324	Matorral boscoso de transición	<i>Abierto</i>
333	Espacios con vegetación escasa	<i>Abierto</i>

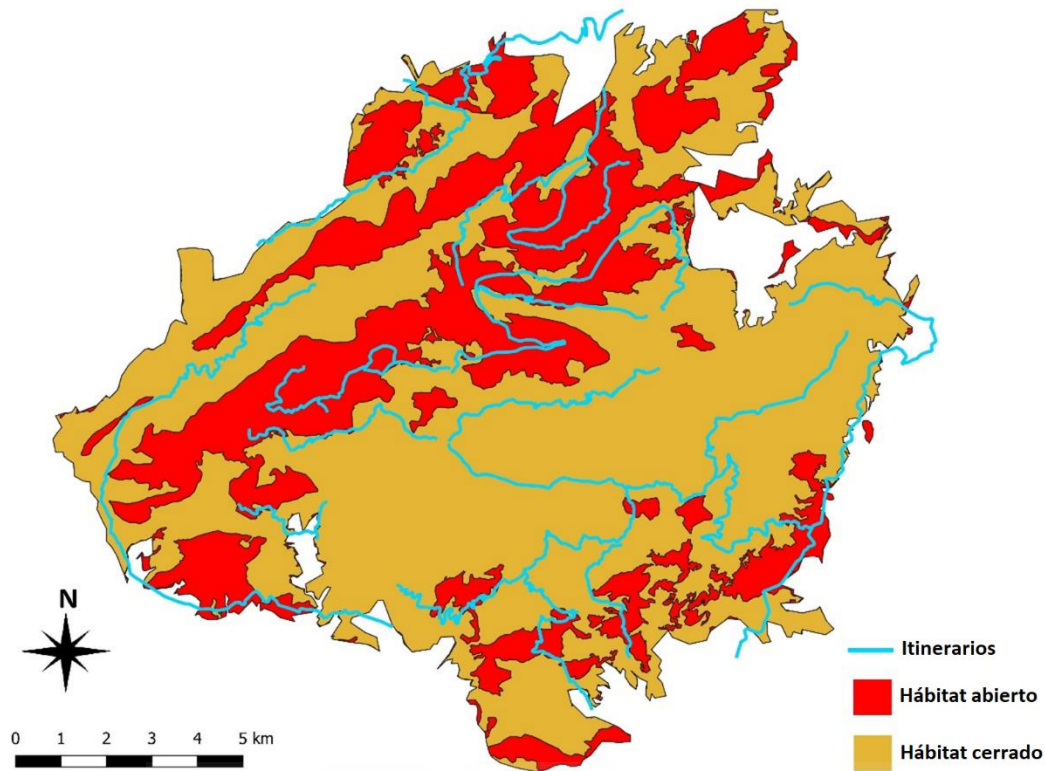


Figura 7. Categorías de hábitats consideradas en este estudio e itinerarios en el Parque Regional de Sierra Espuña. El hábitat abierto supone un 32.4% del área del Parque (5768 ha), mientras que el hábitat cerrado ocupa un 67.6% (12035 ha).

Método de muestreo por distancia

La realización de itinerarios de censo es una práctica ampliamente utilizada, basada en el conteo de individuos a lo largo de un recorrido o itinerario (Figura 8) en base a factores como la estructura del medio o la especie a censar. Este método se basa en el estudio de la distribución de los contactos (individuos o grupos), y establece que la probabilidad de detectar un individuo o grupo disminuye según aumenta la distancia perpendicular entre el objeto detectado y el itinerario que se sigue. Este tipo de métodos requiere el cumplimiento de algunos supuestos como que aquellos individuos situados sobre el itinerario que se va a seguir (distancia de encuentro 0) deben tener una probabilidad de detección de 1, que al censarlos se encuentren en su posición natural (que no se hayan visto influenciados por la acción del censo), que no haya errores al determinar las distintas variables de las observaciones, como las distancias de encuentro, la ubicación de los arruís, etc., que los avistamientos sean independientes entre sí (por eso un grupo se puede y debe corresponder con una unidad observable), y, en ocasiones se considera como requisito la disposición al azar de los individuos (Tellería, 1986).

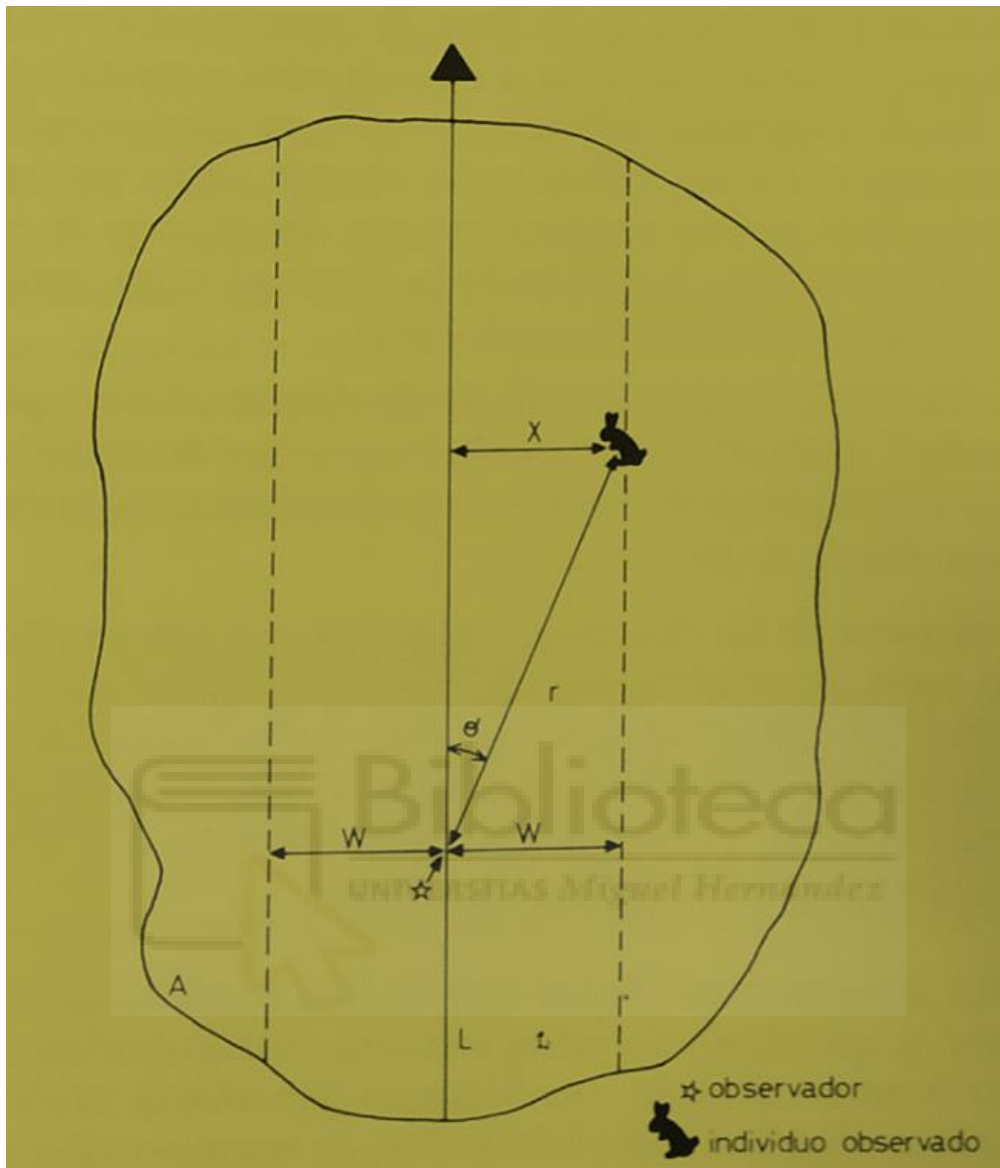


Figura 8. Tomada de Tellería, 1986. Variables consideradas en la aplicación de un itinerario de censo. Donde w es el ancho útil de censo, L es la longitud del transecto, X es la distancia perpendicular al transecto desde el individuo/grupo observado, r es la distancia real entre el observador y el objeto observado, donde A es el área de estudio y donde θ es el ángulo formado entre el transecto y la línea imaginaria que une el observador y el objeto observado.

Para la evaluación de la detectabilidad se realizarán análisis multivariantes en *Distance* (Tellería 1986, Thomas *et al.*, 2010), un *software* para el diseño y análisis de censos de muestreo por distancia de poblaciones silvestres. Se compararán los modelos resultantes mediante el índice AIC (Criterio de Información de Akaike) (Akaike, 1998), para comparar modelos para el mismo conjunto de datos y el valor GOF Chi-P (*goodness of fit*), para medir el ajuste entre el histograma de datos observados y la función de detectabilidad, en este caso

(ejemplo en Figura 9). Si el ajuste es correcto, el valor de GOF Chi-p es aceptable, es decir, con un valor de significación será mayor de 0.1, pues no denotará una diferencia entre el histograma de datos observados y la función de detectabilidad (Buckland *et al.*, 2001). Si fuera un valor significativo (<0.1) se consideraría que hay diferencia estadística entre el histograma de observaciones y la función de detectabilidad y, por lo tanto, el ajuste no es correcto (ver Figura 8). Además, el modelo con mejor ajuste será el de menor valor de AIC (Akaike, 1998).

Hay dos fases a la hora de trabajar con *Distance*. Primero, se estima la función de detectabilidad en base a la información de todos los años disponibles. Después, se analiza la densidad de arruis del año de interés en base a la función de detectabilidad previamente calculada para todos los años.

Los datos de los diferentes censos para los cálculos en este estudio han sido obtenidos de la Dirección General del Medio Natural de la Región de Murcia. Entre los censos de los diferentes años existen diferencias en los datos recopilados disponibles. Dado que solo dos años recogen información relativa a la hora de encuentro y al perfil de los observadores (2012 y 2018), y por el funcionamiento del software utilizado, se realizaron las estimas con dos bloques de datos.

El primer bloque contendrá toda la información que tengan en común 9 años considerados entre 2009 y 2018 (el censo no se realizó en 2013, Tabla 3). Por otro lado, existirá un segundo bloque de datos para analizar aquellos factores que solamente se dan en los años 2012 y 2018, como la hora de encuentro o los observadores principales en cada itinerario (Tabla 3), obteniendo así mayor nivel de detalle. Aunque el método de censo es el mismo desde 2003, solamente es desde 2009 cuando se empieza a tomarse nota de las coordenadas de los arruis, dato necesario para determinar el tipo de hábitat en el que se encuentran.

Los factores expuestos previamente en las Tablas 2 y 3 son aquellos cuyo efecto sobre la detectabilidad se va a estudiar, suponiendo, entonces, una fuente de variabilidad de la misma. Para evaluar el efecto de estos factores se realizarán los distintos modelos el *software Distance*.

Tabla 2. Factores evaluados en el trabajo, nombre de variable asignado, explicación de factor o variable y valores que puede adoptar

NOMBRE DE VARIABLE	DEFINICIÓN	VALORES
<i>HÁBITAT</i>	Tipo de hábitat en que se encuentra el individuo o grupo observado en el censo	Cerrado o abierto
<i>HORA</i>	Hora de la observación	07:15-12:00
<i>PIE/COCHE</i>	Medio en que se ha recorrido el itinerario	A pie o en coche
<i>OBSERVADORES</i>	Número de observadores que recorren un itinerario	1, 2 o 3
<i>PERFIL</i>	Ocupación, categoría profesional o perfil del observador principal	administración, celador, forestal, naturalista o universidad
<i>TAMAÑO</i>	Tamaño del grupo de arruis avistado	1-148
<i>AÑO</i>	Año de realización del censo	2009-2018

Tabla 3. Asignación a cada año de censo de un bloque de datos

AÑO	BLOQUE DE DATOS	FACTORES EVALUADOS
2009	1	hábitat, pie/coche, tamaño y año
2010	1	hábitat, pie/coche, tamaño y año
2011	1	hábitat, pie/coche, tamaño y año
2012	1 y 2	hábitat, hora, pie/coche, observadores, perfil, tamaño y año
2014	1	hábitat, pie/coche, tamaño y año
2015	1	hábitat, pie/coche, tamaño y año
2016	1	hábitat, pie/coche, tamaño y año
2017	1	hábitat, pie/coche, tamaño y año
2018	1 y 2	hábitat, hora, pie/coche, observadores, perfil, tamaño y año

El programa asume que la probabilidad de detección a 0 metros es del 100% y que esta disminuye la distancia de observación aumenta hasta el punto de que hay cierta distancia a partir de la cual la detectabilidad del individuo va a ser 0%. Aunque los datos son truncados para distancias superiores a las que la detectabilidad es menor a 0.1 (Buckland *et al.*, 2001) (Figura 9). En los análisis se usarán dos tipos de modelos de ajuste de función de detectabilidad, *Hazard Rate* (HR) y *Half Normal* (HN).

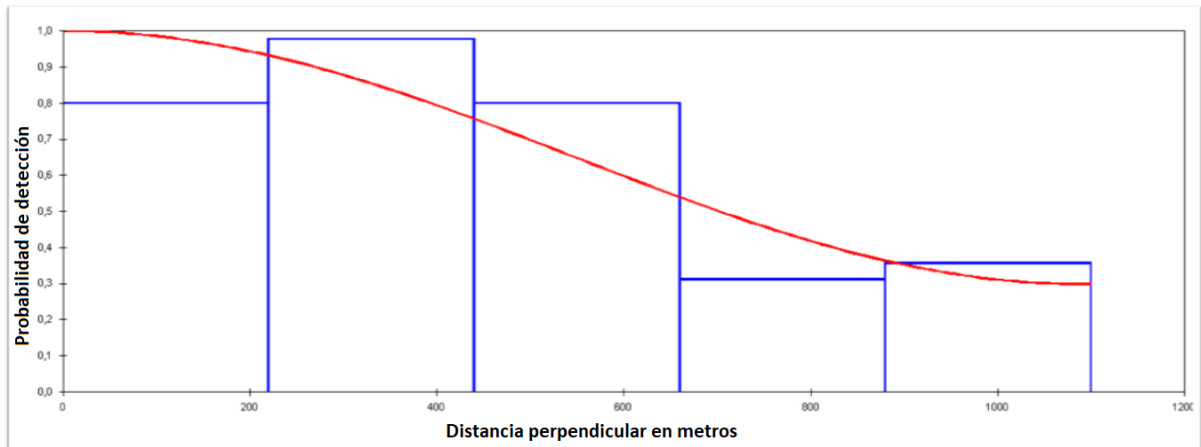


Figura 9. Ejemplo de Curva de probabilidad de detección (detectabilidad) en Distance.

Una vez obtenidos los valores de densidad con los intervalos de confianza al 95%, se calculará la abundancia total estimada a partir del valor más probable, y los intervalos de confianza, realizando una multiplicación directa de los valores de densidad y sus IC por la extensión del Parque, 17804 hectáreas.

El solapamiento de las áreas de muestreo abarcadas por los itinerarios es otro importante factor para considerar a la hora de realizar el cálculo de la densidad y abundancia. El solapamiento de itinerarios contraviene directamente una de las premisas del método de muestreo por distancia, y es que las observaciones deben ser independientes entre sí, lo que no se cumple al solaparse los itinerarios. Para calcular el solapamiento se usará la herramienta de geoprocésos "Buffer" en QGIS para crear franjas en torno a los itinerarios seguidos en los censos, de una anchura correspondiente al doble de la distancia de truncamiento (w) de Distance. Realizando una intersección entre el área abarcada por cada itinerario podemos observar qué extensión se ve cubierta por más de un itinerario (área solapada).

Conviene, además, hacerse una idea del esfuerzo realizado sobre el censo en relación con el área efectiva cubierta, en vistas de establecer propuestas de mejora del censo. Para eso necesitamos saber qué área abarcan los itinerarios por separado, relacionada con el esfuerzo del censo, y qué área, en conjunto, es abarcada por los itinerarios (Figura 10), relacionada con la efectividad del censo.

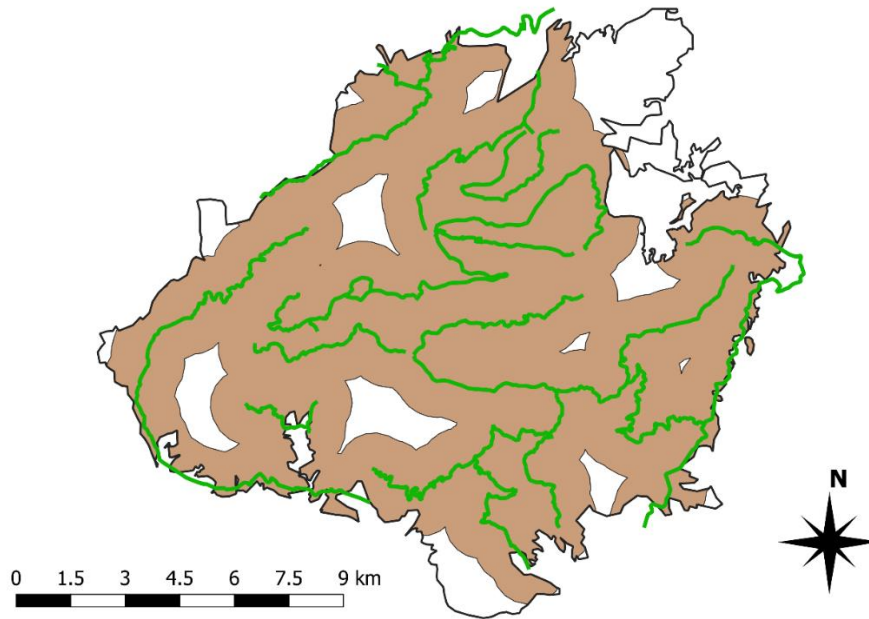


Figura 10. Área útil del censo, abarcada en conjunto por los itinerarios en el Parque Regional de Sierra Espuña (14879.78 ha)

Así, la densidad corregida con el factor del solapamiento se calcularía de la siguiente manera:

Ecuación 1.

$$\text{Densidad real corregida} = \frac{\text{Densidad teórica}}{\text{Razón de solapamiento}}$$

Para el cálculo de la densidad real corregida con la razón de solapamiento se utiliza la Ecuación 1, donde la Densidad teórica es la densidad sin tener en cuenta el factor de solapamiento (tal y como se ha calculado hasta ahora) y donde Razón de solapamiento es la relación entre el área resultante del sumatorio de los itinerarios por separado y el área abarcada, en conjunto, por los itinerarios, con el solapamiento eliminado.

Se usará *Distance* para calcular la densidad estimada para 2018, manteniendo el cálculo de la función de detección y el tamaño de grupo para todos los años.

Las características de este estudio, por trabajar con diferentes variables, como el hábitat del arruí observado o el medio de desplazamiento utilizado, hace que sea adecuado adoptar modelos con covariables en *Distance*. Por lo tanto, en este estudio se comparan modelos que pueden contener más de una variable o factor.

Resultados

El censo de arrui de 2018 (Tabla 4) en Sierra Espuña se realizó el 3 de octubre en 5 horas (entre las 08:00 y las 13:00). Los individuos observados en cada transecto, así como el total de individuos se explica en la Tabla 4. El tamaño medio de grupo avistado fue de 11.21 individuos. La distancia media de encuentro es de 476.18 metros. El total de individuos avistados es de 628 arruis en 56 observaciones. La distancia total recorrida en el censo fue de 118.2 kilómetros. La distancia de truncamiento (w), para una probabilidad de detección de 0.1 es de 1200 metros.

El hábitat abierto supone un 32.42% (5768 ha) del área del Parque Regional y cuenta con el 58.13% de los avistamientos. Sin embargo, en el hábitat cerrado, que ocupa un 67.58% (12035 ha) del Parque Regional, se da el 41.87% de los avistamientos.

Tabla 4 Resumen del censo de 2018

Nº Itinerario	Recorrido	Arruis observados	Medio de desplazamiento	Longitud (m)
1	Casa Forestal de Mortí	5	Coche	1923
2	Barranco de Sisquilla	25	Coche	3750
3	Campix	0	Coche	14190
4	Sierra de la Carrasquilla	0	A pie	4460
5	Abuznel	15	A pie	7940
6	Trasvase	0	Coche	8400
7	Garita del Turullón	2	A pie	4548
8	Solana de los Morrones	92	Coche	7429
9	Valle de Leyva	32	Coche	3929
10	El Berro-Barranco de Brujas	7	A pie	8334
11	Llano de las Tres Carrascas	96	A pie	5300
12	Bco. de Valdelaparra	104	A pie	7034
13	Bco. de la Hoz	48	A pie	2191
14	Solana del Pedro López	50	Coche	9695
15	Cumbre del Pedro López	52	A pie	3930
16	Purgatorio – Malvariche	55	Coche	21500
17	Umbría de Espuña	39	Coche	16500
Total:		622		131053

Detectabilidad

Tras la realización de los análisis comparativos de modelos en *Distance*, obtenemos que el modelo más explicativo para el primer bloque de datos es “HN pie/coche” (Tabla 5).

Tabla 5. Resultado de los análisis del primer bloque de datos (mayor rango de años, con variables generales)

ID	FUNCIÓN	FACTORES	PARÁMETROS	AIC	GOF CHI-P
1	HR	<i>pie/coche + año</i>	11	10339.9	0.001
2	HN	<i>pie/coche + año</i>	10	10346.8	0.018
3	HR	<i>Pie/coche</i>	3	10350.2	0.043
4	HR	<i>Pie/coche + hábitat</i>	4	10351.6	0.033
5	HR	<i>pie/coche + tamaño</i>	4	10351.6	0.032
6	HN	<i>pie/coche</i>	2	10354	0.162
7	HN	<i>pie/coche + hábitat</i>	3	10354.8	0.132
8	HN	<i>pie/coche + tamaño</i>	3	10355.7	0.131
9	HN	<i>año</i>	9	10370.4	0.025
10	HN	<i>hábitat + año</i>	10	10371.7	0.017
11	HN	<i>tamaño + año</i>	10	10372	0.017
12	HN	-	1	10374.9	0.173
13	HR	<i>hábitat + año</i>	11	10375.6	0.002
14	HN	<i>tamaño</i>	2	10376.4	0.142
15	HN	<i>hábitat</i>	2	10376.8	0.142
16	HR	<i>año</i>	10	10377.4	0.002
17	HN	<i>hábitat + tamaño</i>	3	10378.3	0.115
18	HR	-	3	10378.6	0.137
19	HR	<i>tamaño + año</i>	11	10379.4	0.001
20	HR	<i>tamaño</i>	3	10384.5	0.024
21	HR	<i>hábitat</i>	3	10384.6	0.024
22	HR	<i>hábitat + tamaño</i>	4	10386.7	0.017

Función: función usada en *Distance*. HN (Half Normal), HR (Hazard Rate). Parámetros: número de parámetros generados en *Distance*. AIC: valor de AIC de cada modelo de análisis. GOF Chi-P: aproximación de la función de detectabilidad y el histograma del análisis.

Este mejor modelo (modelo 6, Tabla 5, HN pie/coche) del primer bloque de datos (de 2009 a 2018) se usará para cálculos posteriores, que incorpora la información del medio de transporte durante el recorrido de los transectos.

Como resultado del análisis del segundo bloque de datos (años 2012 y 2018) se obtiene que el modelo más explicativo es “HN hora + pie/coche” (Tabla 6).

Tabla 6. Resultado de los análisis del segundo bloque de datos (menos años, con variables no generales).

ID	FUNCIÓN	FACTORES	PARÁMETROS	AIC	GOF CHI-P
1	HR	<i>perfil</i>	6	12.0	0.03
2	HR	<i>perfil + año</i>	7	14.0	0.02
3	HR	<i>perfil + hora</i>	7	2074.4	0.03
4	HN	<i>perfil + hora</i>	6	2077.2	0.07
5	HN	<i>hora + pie/coche</i>	3	2082.6	0.20
6	HN	<i>hora</i>	2	2083.8	0.26
7	HN	<i>observadores + hora</i>	3	2085.6	0.20
8	HN	<i>hábitat + hora</i>	3	2085.8	0.20
9	HN	<i>hora + año</i>	3	2085.8	0.20
10	HR	<i>hora + pie/coche</i>	4	2087	0.09
11	HR	<i>perfil + pie/coche</i>	7	2087	0.02
12	HR	<i>Pie/coche</i>	3	2091.6	0.16
13	HR	<i>pie/coche + año</i>	4	2091.8	0.08
14	HR	<i>pie/coche + hábitat</i>	4	2092.1	0.10
15	HR	<i>perfil + observadores</i>	6	2093	0.08
16	HN	<i>perfil + observadores</i>	6	2093	0.08
17	HN	<i>perfil + año</i>	6	2093.6	0.08
18	HR	<i>observadores + pie/coche</i>	4	2094	0.11
19	HR	<i>perfil + hábitat</i>	7	2095	0.03
20	HN	<i>Perfil</i>	5	2095.3	0.11
21	HN	<i>perfil + pie/coche</i>	6	2096.5	0.08
22	HN	<i>perfil + hábitat</i>	6	2097.3	0.08
23	HN	<i>pie/coche</i>	2	2097.3	0.26
24	HN	-	1	2098.3	0.33
25	HN	<i>observadores</i>	2	2098.9	0.26
26	HN	<i>pie/coche + año</i>	3	2098.9	0.21
27	HN	<i>pie/coche + hábitat</i>	3	2098.9	0.21
28	HN	<i>observadores + pie/coche</i>	3	2099.3	0.21
29	HN	<i>Tamaño</i>	2	2099.7	0.26
30	HN	<i>Año</i>	2	2099.8	0.26
31	HN	<i>Hábitat</i>	2	2100	0.26
32	HR	-	2	2100.3	0.22
33	HN	<i>observadores + año</i>	3	2100.5	0.21
34	HN	<i>tamaño + año</i>	3	2101.2	0.21
35	HN	<i>hábitat + año</i>	3	2101.6	0.21
36	HR	<i>Hora</i>	3	2102.3	0.17
37	HR	<i>Hábitat</i>	3	2102.3	0.17
38	HR	<i>observadores</i>	3	2102.3	0.17
39	HR	<i>Tamaño</i>	3	2102.3	0.17
40	HR	<i>Año</i>	3	2102.3	0.17
41	HR	<i>tamaño + año</i>	4	2104.3	0.13
42	HR	<i>observadores + año</i>	4	2104.3	0.13
43	HR	<i>hábitat + observadores</i>	4	2104.3	0.13
44	HR	<i>hábitat + año</i>	4	2104.3	0.13
45	HN	<i>hábitat + observadores</i>	4	2104.3	0.13
46	HR	<i>hábitat + hora</i>	4	2104.3	0.13
47	HR	<i>observadores + hora</i>	4	2104.3	0.13
48	HR	<i>hora + año</i>	4	2104.3	0.13

Función: función usada en Distance. HN (Half Normal), HR (Hazard Rate). Parámetros: número de parámetros generados en Distance. AIC: valor de AIC de cada modelo de análisis. GOF Chi-P: aproximación de la función de detectabilidad y el histograma de datos para análisis.

Se selecciona para los cálculos de densidad y abundancia el modelo “HN hora +pie/coche” (el modelo 5 de la Tabla 6), que incorpora la información del medio de transporte y de la hora de censo. Es normal los valores de AIC sean diferentes a los valores en la Tabla 5 porque el AIC solo compara modelos para el mismo conjunto de datos. No se ha elegido el modelo “HN + perfil + hora” porque su GOF Chi-P es marginalmente significativo (0.07) y porque el siguiente modelo, el seleccionado, contiene el factor “pie/coche”, que también se seleccionó en la Tabla 5 como óptimo y porque tiene un nivel de significación no marginal.

Las funciones de detectabilidad para los distintos medios de desplazamiento (modelo 6 del primer bloque de datos y modelo 5 del segundo bloque de datos) indican que la detectabilidad aumenta al recorrer los itinerarios en coche (Figura 11).

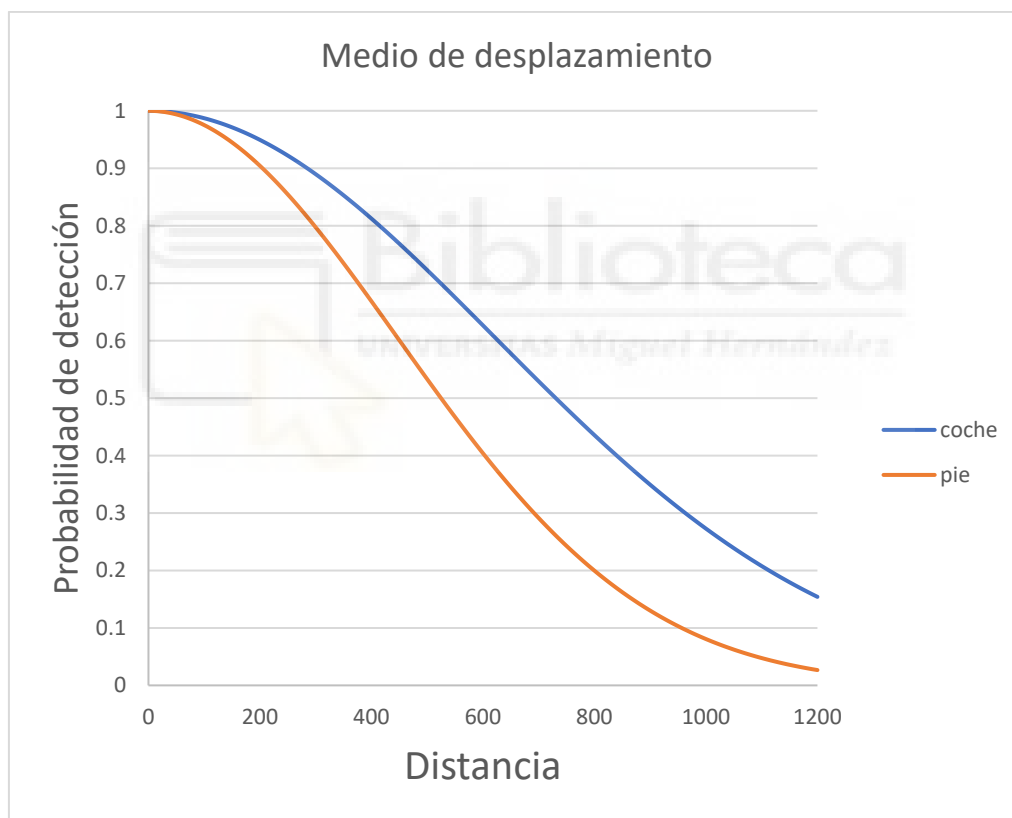


Figura 11. Funciones de detectabilidad para los distintos medios de transporte. (Modelos 6 y 5 del primer y segundo bloque de datos, respectivamente).

La hora de detección (modelo 5 del segundo bloque de datos) afecta a la detectabilidad. Cuanto antes es la hora de detección, mayor es la detectabilidad. (Figura 12).

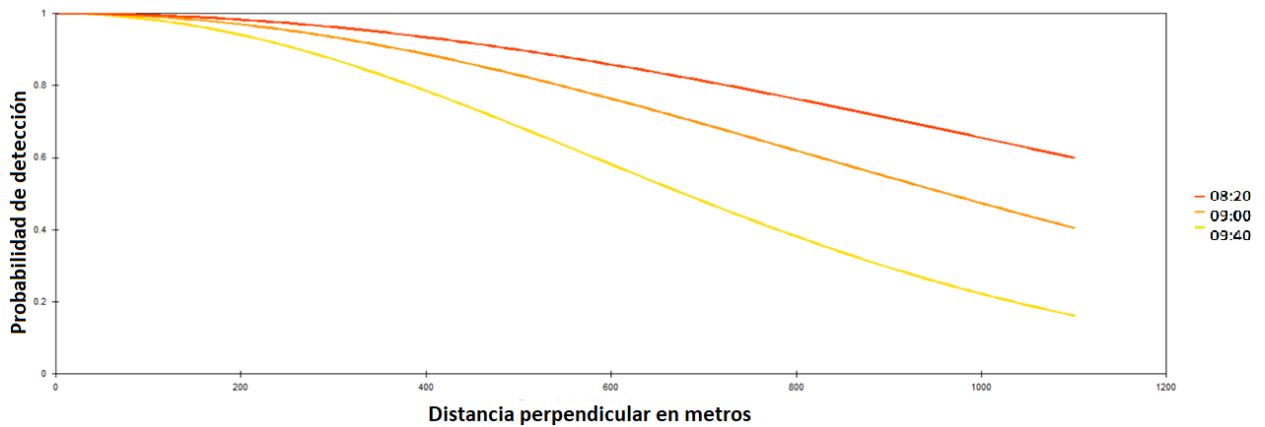


Figura 12. Función de detectabilidad para las observaciones realizadas para diferentes horas de encuentro del modelo "HN hora" del segundo bloque de datos.

Se calculó la densidad para los distintos hábitats y se obtiene que es mayor en el hábitat abierto (0.027 arruis/ha) que en el hábitat cerrado (0.019 arruis/ha). Téngase en cuenta que estas densidades no son calculadas considerando el factor de corrección del solapamiento, a falta de aplicarlo, y que es posible que exista una diferencia del solapamiento entre los distintos hábitats. Sin embargo, parece que la densidad en hábitats abiertos es mayor que en los hábitats cerrados.

Densidad de 2018

Con el primer bloque de datos, que es el que comprende un mayor número de años (2009-2018) con menor número de variables se obtiene una densidad de 0.038 arruis/ha (IC 0.023-0.063). Al hacer lo mismo con el segundo bloque de datos, con mayor número de variables para los años 2012 y 2018, se obtiene una densidad de 0.034 arruis/ha (IC 0.02-0.057).

En lo que se refiere al solapamiento, el área resultante de la suma del área abarcada por cada uno de los itinerarios de 2018 (*buffer*, relacionada con el esfuerzo) es de 23289.67 hectáreas, mientras que el área útil del censo del conjunto de los itinerarios de ese mismo año es de 14879.78 hectáreas (Figura 10). Por lo tanto, el área solapada es de 8409.89 hectáreas. La razón de solapamiento, empleada en la Ecuación 1 es, aproximadamente, de 0.64; y si dividimos la densidad inicialmente hallada por este valor, obtenemos la densidad real del área abarcada por los itinerarios teniendo en cuenta y corrigiendo el efecto de este solapamiento. Estos valores corregidos de densidad son de 0.059 (un 55.26% mayor que con los valores sin

solapamiento) y 0.053 arruís/ha (un 55.88% mayor) para el primer y segundo bloque de datos, respectivamente.

Si se tienen en cuenta los intervalos de confianza (IC 95%) de *Distance*, obtenemos los datos de abundancia de 1050 y 944 arruís para 2018 (Tabla 7), usando para los cálculos el mejor modelo de cada bloque de datos (Tablas 5 y 6, modelos 6 y 5, respectivamente), es decir, “HN + pie/coche” y “HN hora + pie/coche”, respectivamente.

Tabla 7. Estimaciones de densidad y abundancia con y sin solapamiento para los distintos bloques de datos, así como sus intervalos de confianza al 95%

	DENSIDAD (IND/HA)	IC DENSIDAD	ABUNDANCIA (IND)	IC ABUNDANCIA
CON SOLAPAMIENTO (BLOQUE DE DATOS 1)	0.038	0.023-0.063	676.55	409.49-1121.65
SOLAPAMIENTO ELIMINADO (BLOQUE DE DATOS 1)	0.059	0.036-0.098	1050.44	640.94-1744.79
CON SOLAPAMIENTO (BLOQUE DE DATOS 2)	0.034	0.02-0.057	605.34	356.08-1014.83
SOLAPAMIENTO ELIMINADO (BLOQUE DE DATOS 2)	0.053	0.031-0.089	943.61	551.92-1584.56

El bloque de datos 1 se corresponde a los años comprendidos entre 2009 y 2018, mientras que el bloque de datos dos se corresponde a los años 2012 y 2018.



Discusión

En los resultados obtenidos se observa que los factores que afectan en mayor medida a la detectabilidad y estimas demográficas en el método utilizado son la hora de censo y medio de desplazamiento en los censos. Se ha determinado, también, el efecto de infraestimación del solapamiento sobre la densidad y la abundancia de arruí. Estas consideraciones podrían tener importantes implicaciones en el manejo de la especie dado que una modificación de las estimas desemboca en una modificación de la gestión, así como para la mejora del método de censo.

Factores que influyen en la detectabilidad

Sobre la detectabilidad se ha determinado que los factores que afectan a la detectabilidad son la hora de censo y el medio de desplazamiento durante el recorrido de los itinerarios (Tablas 5 y 6). Además, y a la vista de los datos obtenidos en *Distance*, se extrae que la detectabilidad es mayor al recorrer el transecto en coche en comparación con recorrerlo a pie (Figura 11 y Anexo III). Además, existe una correlación negativa entre la hora a la que se realice el censo (y las observaciones) y la detectabilidad de los arrúis. En los primeros minutos de censo la detectabilidad es mayor, y esta se reduce según avanzan las horas. Esto se puede explicar por la variación de los patrones de actividad de los ungulados (Figura 12 y Anexo III) (Jarnemo *et al.*, 2017).

Para el resto de factores, que son el año de censo, el tamaño de grupo observado, el hábitat y el número de observadores en los itinerarios y la categoría o perfil profesional del observador principal, no hay una diferencia significativa con respecto a los modelos base. Esto indica que estos parámetros no afectan de manera significativa a la detectabilidad.

Respecto al hábitat, no hay una correlación directa entre el área abarcada por cada uno de los hábitats y los avistamientos que en estos se producen. Según los resultados, hay más avistamientos en el hábitat abierto que en el cerrado, aunque este es de mayor extensión. Sin embargo, según los análisis realizados, no se ha podido determinar que haya diferencias en la detectabilidad entre hábitats, aunque se podría pensar que una menor densidad vegetal podría facilitar la observación de los animales, dado que las características del medio pueden afectar a la detectabilidad (CAPMA, 2012).

Lo anterior podrá ser tomado en cuenta para realizar las estimas más ajustadas a la realidad, teniendo en cuenta que los factores evaluados afectan a la detectabilidad (Nuno, 2013). Una medida para optimizar el método de censo que no afecta de manera grave a la metodología actualmente utilizada es reducir la duración del censo, pues es a las primeras horas cuando la detectabilidad es mayor. También se puede estudiar realizar todos los itinerarios a pie, pues al usar una sola categoría, el número de datos necesarios para obtener unas estimas sólidas es menor (se propone recorrerlos a pie y no a coche porque algunos itinerarios no se pueden recorrer en coche).

Densidad y abundancia ¿Cuántos arruis hay realmente en Sierra Espuña?

Según los resultados obtenidos, hay una mayor densidad de arruis en los hábitats con estructura abierta. Sin embargo, Pascual *et al.* (2017) expone, en un estudio de ubicaciones de arruí en Sierra Espuña en base a posiciones determinadas por GPS, que los arruis se disponían en un 51% de las observaciones en bosques de coníferas (hábitat cerrado). Estas diferencias pueden deberse a que en el presente trabajo se usa un número mayor de observaciones, a que el origen de los datos no es el mismo (como distinto repositorio *Corine*, por ejemplo) o a que en el trabajo citado se analiza el comportamiento y posición de 9 arruis en los meses de abril, mayo y junio, mientras que los censos se realizan en otoño y pueden existir variaciones estacionales en el comportamiento (Jarnemo *et al.*, 2017).

Típicamente, los valores de densidad y abundancia no se han calculado contemplando el efecto del solapamiento. Este fenómeno incumple directamente la asunción del método de que las observaciones deben ser independientes entre sí. Solo cumpliendo las condiciones básicas del método es posible obtener estimas correctas (Pérez *et al.*, 2002). Para paliar el efecto del solapamiento correctamente, habría que estudiar si hay diferencias en la proporción solapada para cada tipo de hábitat. La abundancia calculada aumenta entre un 55.26 y un 55.88 por ciento al corregir el efecto del solapamiento. Esto quiere decir que, aparentemente, hay más arruis de los que se cree, y es posible que el modelo de gestión óptimo pueda ser otro diferente al que se está llevando a cabo. Se estima, pues, la población de arruí para 2018 en un valor entre los 943 y los 1051 arruis, aproximadamente.

Probablemente, este error no corregido anteriormente en el solapamiento haya producido, por seguir el mismo procedimiento, errores similares en las estimas históricas, por lo menos, desde 2003, que es el año a partir del cual se adopta la metodología de censo que se sigue

actualmente (Eguía *et al.*, 2015). La superficie abarcada por los diferentes censadores que recorren los itinerarios es de 23290 hectáreas y el Parque Regional donde se realizan los censos tiene una extensión de 17804 hectáreas. Sin embargo, no se cubre toda la extensión del parque, si no unas 14900 hectáreas. Es decir, hay 8390 hectáreas observadas que conllevan un sobreesfuerzo evitable que se podría aplicar en otras áreas del Parque. Una posible medida para reducir esta pérdida de eficiencia y esfuerzo sería eliminar los itinerarios o tramos más solapados, es decir, los que estén más próximamente rodeados por otros. También podría plantearse usar otros itinerarios, si fuera posible, que recorran el espacio que no está cubierto por itinerarios ya existentes.

Otra posible mejora del método de censo es la no realización de los censos 16 y 17 (Tabla 4 y Figura 6), pues estos censos se eliminan completamente de todo cálculo de densidad y abundancia, pues son periféricos y abarcan área que se encuentra fuera del Parque Regional y que no es de interés, pudiendo generar errores de sobreestima a la hora del cálculo de los diferentes parámetros. La eliminación de estos itinerarios supone ahorrarse un esfuerzo que podría usarse en realizar otros itinerarios, aumentar el número de observadores en el resto de itinerarios, etc. Además, podría proponerse reducir la longitud y distancia de truncamiento para reducir de manera directa los solapamientos, o, incluso, eliminar tramos de itinerarios solapados o itinerarios enteros.

Se entiende que el censo de arruí en Sierra Espuña tiene un valor añadido porque se lleva realizando con la misma metodología desde hace más de una década y mantener dicha metodología hace que los censos sean más fácilmente comparables, y que añadir modificaciones o realizar enmiendas supone un riesgo y una posible pérdida de la reproducibilidad de los censos.

Todas estas consideraciones son algo que debe tenerse en cuenta porque un mayor número de arruís, dada la naturaleza de esta especie de rápido crecimiento demográfico y capacidad de plasticidad, puede desembocar en un aumento inesperado de la población. También es posible que la presión sobre la flora y fauna autóctona, así como sobre los cultivos, sea mayor de la esperada con una población erróneamente medida como menor a la que realmente hay en Sierra Espuña. Se estima, con las correspondientes correcciones, que la población de arruí en Sierra Espuña en 2018 tiene como valores más probables 943 (IC 551-1584) o 1051 individuos (IC 640-1745), dependiendo del bloque de datos considerado en las estimas. Este

tamaño poblacional es mayor al permitido según la normativa, que limita teóricamente la población a 300 individuos (Decreto 13/1995, Consejería de Medio Ambiente de la Región de Murcia). Además, se produce un aumento de los valores de los intervalos de confianza al llevar a cabo estos cálculos. Sería interesante cotejar estos resultados con la realización de cálculos de abundancia usando otras técnicas, como el fototrampeo (Pfeffer *et al.*, 2017).

Si se decide extrapolar los resultados obtenidos en este estudio a censos con otras especies, se deberán tener en cuenta diferencias intraespecíficas que puedan afectar al método o estimas obtenidas (Jarnemo *et al.*, 2017).



Conclusiones y proyección futura

Las conclusiones que se extraen de este trabajo son que, aparentemente:

- 1. Adoptar una metodología robusta y científicamente revisada y validada es muy importante para emprender modelos de gestión de la biodiversidad adecuados.
- 2. La detectabilidad y estimas demográficas de densidad y abundancia se ven afectadas por la hora a la que se realizan los censos y el medio usado en el recorrido de los itinerarios (a pie/en coche).
- 3. Se avistan más individuos en los hábitats abiertos, aunque los hábitats cerrados (bosque de coníferas) ocupan casi un 70% del Parque. Los hábitats estructuralmente abiertos presentan una mayor densidad que los cerrados (densidad de 0.027 arruis/ha en hábitat abierto frente a 0.019 arruis/ha en hábitat cerrado).
- 4. No afectan a la detectabilidad los factores de año de censo, estructura del hábitat en que se encuentran los individuos observados, número de observadores y perfil profesional del observador principal del itinerario.
- 5. El efecto del solapamiento provoca una subestima en las estimas de densidad y abundancia de entre 55.26% y 55.88%, lo que hace que para 2018, y una vez aplicada la corrección de este factor, nos quede una abundancia estimada de valores más probables de abundancia de arrui en el Parque Regional de Sierra Espuña de 943.61 y 1050.44 como los dos valores más probables, según lo.
- 6. Para la optimización del método de censo se propone estudiar lo siguiente: acortar la longitud de los censos, recorrer todos los itinerarios a pie para eliminar esta variable (dado que no todos los recorridos se pueden realizar en coche, pero sí a pie), evitar la factorización de datos y no recorrer los itinerarios periféricos (16 y 17) porque siempre son eliminados en los cálculos de densidad y abundancia dado que abarcan área fuera

del Parque. Se propone, además, para disminuir el efecto del solapamiento, disminuir la distancia de truncamiento, eliminar los transectos o tramos más solapados, plantear la realización de itinerarios diferentes.

- 7. Es posible que, con las nuevas abundancias calculadas, teóricamente más precisas, sea adecuado plantear un modelo de gestión diferente, más enfocado a aproximarse al límite demográfico que establece la normativa de 300 individuos en el Parque Regional.

De cara a un futuro se propone realizar un estudio teniendo en cuenta otros factores como la cuenca visual de cada transecto podrían ayudar a determinar y explicar las variaciones de detectabilidad entre hábitats estudiando lo que realmente se ve desde cada transecto. Podría estudiarse si los transectos transcurren en la misma proporción entre los diferentes hábitats, así como estudiar la proporción solapada entre los mismos.

También se podría estudiar porqué hay diferencia entre las densidades calculadas con *Distance* y las que se muestran en trabajos con las coordenadas GPS. Se propone probar, además, con otro método de estimas de abundancia, como el fototrampeo, para determinar las densidades y abundancias de manera alternativa y poder realizar una comparación de los resultados.

Bibliografía:

- Acevedo, P., Cassinello, J., Hortal, J. y Gortázar, C. (2007) Invasive exotic aoudad (*Ammotragus lervia*) as a major threat to native Iberian ibex (*Capra pyrenaica*): a habitat suitability model approach
- Akaike, H. (1998). Information Theory and an Extension of the Maximum Likelihood Principle. *Selected Papers of Hirotugu Akaike*.
- Bailey, T.C. (1994). A review of statistical spatial analysis in geographical information systems. 13-44, en: *Spatial Analysis and GIS*. (E. Fotheringham y P. Rogerson, eds.). Taylor y Francis, Londres, Reino Unido.
- Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O. U., Swartz, B., Quental, T. B., ... Ferrer, E. A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471(7336), 51–57.
- Beissinger, S.R. y McCullough, D.R. (2002). Population Viability Analysis. *University of Chicago Press*.
- Boyce, M. S. (1992). Population Viability Analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23(1), 481–497.
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L., Borchers D.L., Thomas L., 2001. Introduction to Distance Sampling. Oxford University Press, Oxford.
- Burney, D. y Flannery, T. (2005). Fifty millennia of catastrophic extinctions after human contact. *Trends in Ecology y Evolution*, 20(7), 395–401.
- Camiña, A. (1995). Comparación de tres técnicas de censo en una población de ciervo (*Cervus elaphus L.*) de las montañas del Sistema Ibérico. *Munibe*, 47: 137-141.
- CAPMA (Consejería de Agricultura, Pesca y Medioambiente de la Junta de Andalucía). (2012). Plan de caza del área cinegética Alcornocales. Anexo II. Análisis de la situación cinegética (pp. 37).
- Cassinello, J. (2000). Ammotragus free-ranging population in the south-east of Spain: a necessary first account. *Biodiversity and Conservation*, 9, 887–900.
- Casinello, J., Serrano, E., Calabuig, G., Acosta, P. y Pérez, J. (2007). Ammotragus lervia (Pallas, 1777). En: *Atlas y Libro Rojo de los mamíferos terrestres de España*, Ministerio de Medio Ambiente.
- Cassinello, J. (2017). Arruí - *Ammotragus lervia*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales
- Dirección General del Medio Natural de Murcia, Consejería de Medio Ambiente, Gobierno de la Región de Murcia (1995). Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de Sierra Espuña.
- EEA (European Economic Area) (1995). CORINE Land Cover Project, published by Commission of the European Communities.

- Eguía, S., Botella, F., Giménez, A., Sánchez Zapata, J.A., Pascual, R. García, Martínez Noguera, E.J., Fuertes, F., Pérez Morales, A. y Morell, M. (2015) "Elaboración del Plan de Gestión del Arruí en la Región de Murcia" Documento Final. CONSEJERÍA DE AGUA, AGRICULTURA Y MEDIO AMBIENTE. REGIÓN DE MURCIA.
- Eguía, S., Giménez Casalduero, A. y Rodríguez, R. (2018) "Censo de Arruí en las sierras de Espuña, Muela de Alhama, Tercia-Chichar y Cambrón-Madroño. Otoño-2018" MENDIJOB, S.L.- CONSEJERÍA DE CULTURA, TURISMO Y MEDIO AMBIENTE. REGIÓN DE MURCIA. Informe inédito
- González-Candela, M. y León-Vizcaíno, L. (1999) Sarna sarcóptica en la Población de Arruí (*Ammotragus lervia*) del Parque Regional de Sierra Espuña.
- González Candela, M. (2002). Epidemiología de la sarna sarcóptica (*Sarcoptes scabiei*) en la población de arruí (*Ammotragus lervia*) del Parque Regional de Sierra Espuña (Murcia). Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Gray, G.G. (1985). Status and distribution of *Ammotragus lervia*: a worldwide review.
- IPCC (2013). Climate Change 2013-The Physical Science Basis: Workin Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the intergovernmental Panel on Climate Change. *Cambridge University Press*
- Jarnemo, A., Jansson, G., y Månsson, J. (2017). Temporal variations in activity patterns during rut – implications for survey techniques of red deer, *Cervus elaphus*. *Wildlife Research*, 44(2), 106.
- Martella, M., Trumper, E., Bellis, L., Renison, D., Giordano, P., Bazzano, G. y Gleiser, R. (2012) Manual de Ecología Poblaciones: Introducción a las técnicas para el estudio de las poblaciones silvestres. *Reduca (Biología)*. Serie Ecología. 5 (1): 1-31, 2012
- Naranjo, E.J. (2000). Estimaciones de abundancia y Densidad en Poblaciones de Fauna Silvestre Tropical.
- Nuno, A., Bunnefeld, N., y Milner-Gulland, E. J. (2013). Matching observations and reality: using simulation models to improve monitoring under uncertainty in the Serengeti. *Journal of Applied Ecology*, 50(2), 488–498.
- Pascual, R., Pérez-García, J.M., Botella, F., Gimenez, A., Eguía, S. y Sánchez-Zapata, J.A. (2017). Área de campeo y uso del hábitat del arruí (*Ammotragus lervia*) en Sierra Espuña (Murcia) En *Biodiversidad y procesos ecológicos en el Sureste Ibérico*, Capítulo: 22, Publisher: Universidad de Murcia
- Pato, F. J. (2011). Estudio epidemiológico de las infecciones que afectan al aparato respiratorio y gastrointestinal de los corzos en Galicia. Tesis doctoral.
- Pérez, J., Serrano, E., Alpízar-Jara, R., Granados, J., y Soriguer, R. (2002). The potential of distance sampling methods to estimate abundance of mountain ungulates: review of usefulness and limitations. *Pirineos*, 157, 15-24.
- Pfeffer, S. E., Spitzer, R., Allen, A. M., Hofmeester, T. R., Ericsson, G., Widemo, F., Singh, N. J. y Cromsigt, J. P. G. M. (2017). Pictures or pellets? Comparing camera trapping and dung counts

as methods for estimating population densities of ungulates. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 4(2), 173–183.

QGIS Development Team (2018). QGIS Geographic Information System. *Open Source Geospatial Foundation Project*.

Redpath, S. M., Young, J., Evely, A., Adams, W. M., Sutherland, W. J., Whitehouse, A., Amar, A., Lambert, R. A., Linnell, J. D. C., Watt, A. and Gutiérrez, R.J. (2013). Understanding and managing conservation conflicts. *Trends in Ecology and Evolution*, 28(2), 100–109.

Rumi, A. (n.d.) Métodos de estimación de densidad. Breve reseña. *Cátedra de Ecología de Poblaciones*.

San Miguel, A. (2010). El arruí (*Ammotragus lervia* Pallas 1777) en Sierra Espuña (Murcia) ¿Amenaza u oportunidad?

Serrano, E.; Calabuig, G.; Peiró, V.; Pérez, J.M. 2003. Distribución del arruí (*Ammotragus lervia* Pallas, 1777) en la provincia de Alicante. *Galemys* 15 (número especial): 19-23.

Tellería, J.L. (1986). Manual para el censo de vertebrados terrestres. Ed. Raices. Santander.

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

UICN (2019). UICN Red List: *Ammotragus lervia*/Aoudad. [online]. Available from <<https://www.iucnredlist.org/species/1151/3288917>> [16/06/2019]

Velamazán, M., San Miguel, A., Escribano, R., y Perea, R. (2017). Threatened woody flora as an ecological indicator of large herbivore introductions. *Biodiversity and Conservation*, 26(4), 917–930.

Williams, B. K., Nichols, J. D., y Conroy, M. J. (2002). Analysis and Management of Animal Populations. *Academic Press*, San Diego, California, USA

Wilson, D. E. y Mittermeier, R. A. eds. (2011). Handbook of the Mammals of the World. Vol. 2. *Hoofed mammals*. Lynx Edicions, Barcelona (pp.714-715).

Anexo I: Resumen de los censos realizados

Año	Fuente	Ejemplares observados	Población estimada	Metodología
1970	Icna,1972	Sin datos	29	Conteo directo
1972	Icna,1972	Sin datos	35	Modelo exponencial (r=0,3)
1974	Icna,1974	Sin datos	79	Modelo exponencial (r=0,3)
1975	De la Peña & Brugarolas, 1984	Sin datos	126	Modelo exponencial (r=0,3)
1977	De la Peña & Brugarolas, 1984	Sin datos	197	Modelo exponencial (r=0,36)
1979	De la Peña & Brugarolas, 1984	Sin datos	364	Modelo exponencial (r=0,25)
1980	De la Peña & Brugarolas, 1984	Sin datos	480	Modelo exponencial (r=0,25)
1981	De la Peña & Brugarolas, 1984	Sin datos	600	Modelo exponencial (r=0,25)
1982	De la Peña & Brugarolas, 1984	Sin datos	750	Modelo exponencial (r=0,25)
1983	De la Peña & Brugarolas, 1984	Sin datos	937	Modelo exponencial (r=0,25)
1984	TEAMSA, 1989	Sin datos	1124	Modelo exponencial (r=0,20)
1985	TEAMSA, 1989	Sin datos	1349	Modelo exponencial (r=0,20)
1986	TEAMSA, 1989	Sin datos	1484	Modelo exponencial (r=0,20)
1987	TEAMSA, 1989	Sin datos	1619	Modelo exponencial (r=0,15)
1988	TEAMSA, 1989	Sin datos	2141	Modelo exponencial (r=0,15)
1989	TEAMSA, 1989	Sin datos	2462	Modelo exponencial (r=0,15)
1990	ETISA,1990	Sin datos	1450	Transectos lineales
1991	ARMAN,1991	Sin datos	1849	Transectos lineales
1992(Abr)	Eguía & Jiménez, 1992	Sin datos	1950	Transectos lineales
1992(Dic)	Eguía & Jiménez, 1992	734	1350	Transectos lineales
1993(Abr)	Eguía & Jiménez, 1993	407	950	Transectos lineales
1993(Dic)	Eguía & Jiménez, 1994	233	690	T lineales/Localiz. grupos
1994	Eguía & Jiménez, 1994	Sin datos	130+61	T lineales/Localiz. grupos
1995	ARMAN, 1995	73	220	T lineales/Localiz. grupos
1996	Eguía, 1996	125	277	Índice capturabilidad (x2,2)
1997	Eguía & cols.	195	429	Índice capturabilidad (x2,2)
1998	ECOVET, 1998	201	480	Índice capturabilidad (x2,2)
1999	TRAGSA, 2000	255	561	Índice capturabilidad (x2,2)
2000	Mayuyo C.B-TRAGSA, 2001	266	586	Índice capturabilidad (x2,2)
2001	Eguía 2001.	317	697	Índice capturabilidad (x2,2)
2002	Eguía & Pastor, 2003.	373	821	Índice capturabilidad (x2,2)
2003	DGMN	482	810	Índice capturabilidad (x1,69)
2004	DGMN	550	924	Índice capturabilidad (x1,69)
2005	DGMN	576	968	Índice capturabilidad (x1,69)
2006	DGMN	719	1208	Índice capturabilidad (x1,69)
2007	DGMN	610	1025	Índice capturabilidad (x1,69)
2008	DGMN	833	1399	Índice capturabilidad (x1,69)
2009	Pastor & García, 2009	1032	-----	-----
2010	Pastor & García, 2010	984	-----	-----
2011	Pastor & García, 2011	990	-----	-----
2012	Eguía & cols. 2012	1027	1400-1600	Estima de abundancia
2014	Eguía & cols, 2014	704	1049 (Intervalo 704-1799)	Estima de abundancia

*En 1994 se muestra el número de ejemplares que quedaron en libertad + los del cercado de mantenimiento.

De Eguía *et al.*, 2015.

Anexo II: Ficha para censo de arrui

FICHA PARA CENSO DE ARRUI

Fecha: _____ Zona: _____ Itinerario: _____
 Hora inicio: _____ Hora fin: _____ Observador/es: _____
 Otros (climatología, visibilidad, interferencias, etc): _____

INSTRUCCIONES

Cada columna para un solo grupo. En caso de error, tachad la columna entera y pasad a la siguiente. **Indicad en el plano la localización** de cada grupo con su nº correspondiente. En la casilla "Lugar" indicad el topónimo más cercano a la localización del grupo. **Identificar bien las clases de edad y sexos.** Utilizad el tiempo necesario e incluso haced un acercamiento si no pueden verse de otra forma. En caso de duda, es preferible colocar los ejemplares en la casilla "Ind" (Indeterminados).

MUY IMPORTANTE: Realizaremos especial esfuerzo en distinguir:

POR UN LADO: **Chotos** (gráciles, pequeñas y con cuernos de 30 cm o menos) **Adultos** (más corpulentos y con cuernos de más de 30 cm)

POR OTRO LADO: **Choto: Desde el nacimiento a los tres meses.** Muy pequeños y delgados. Normalmente juguetones aunque permanecen mucho tiempo sentados cerca de la madre. **Juvenil: Entre 3 y 8 meses.** Algo mayores y más compactos pero considerablemente más pequeños que las clases de machos y hembras. La longitud del cuerno varía entre 1 y 2 veces la longitud de la oreja.

Subadulto: Entre 8 y 15 meses. Algunos poseen un tamaño muy cercano al de m1 y hj. La longitud del cuerno varía entre 2 y 3 veces la longitud de la oreja.

LOS GRUPOS MAL VISTOS, LEJANOS O EN LOS QUE NO PODAMOS ASEGURAR LA PROPORCIÓN DE CHOTOS, NO NOS VALEN

¡¡TENED EN CUENTA QUE LOS CHOTOS, A VECES ESTÁN SENTADOS, ESCONDIDOS Y QUE HAY QUE REPASAR BIEN EL GRUPO PARA DETECTARLOS!!

	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5	Grupo 6
Lugar						
Hora						
Distanc observac						
Dirección de su movimiento						
M1						
M2						
M3						
M4						
M5						
Hjov						
Had						
Sub						
Juv						
Cho						
Ind						
TOTAL						

Anexo III: Gráficas de detectabilidad de los modelos más explicativos y sus variables

Primer bloque de datos (2009-2018)

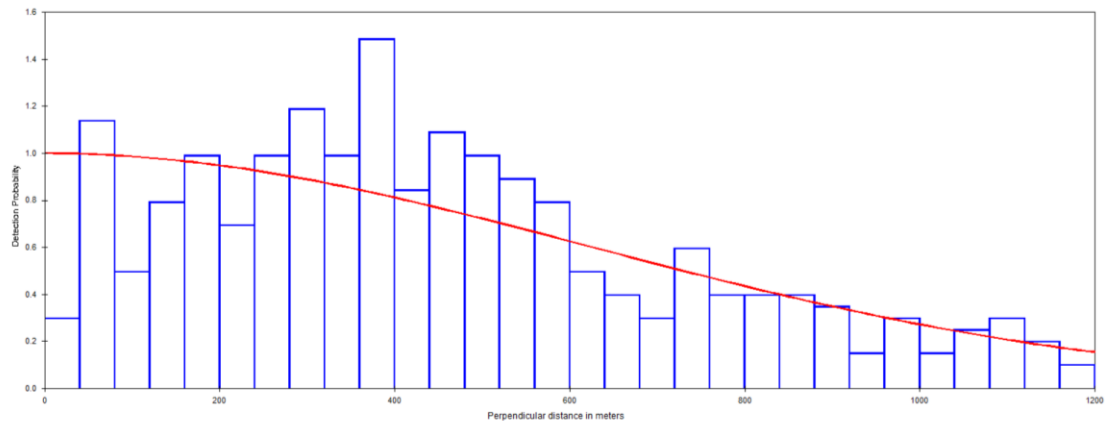


Figura A1. Curva de detectabilidad para las observaciones realizadas en coche del modelo "HN pie/coche" del primer bloque de datos.

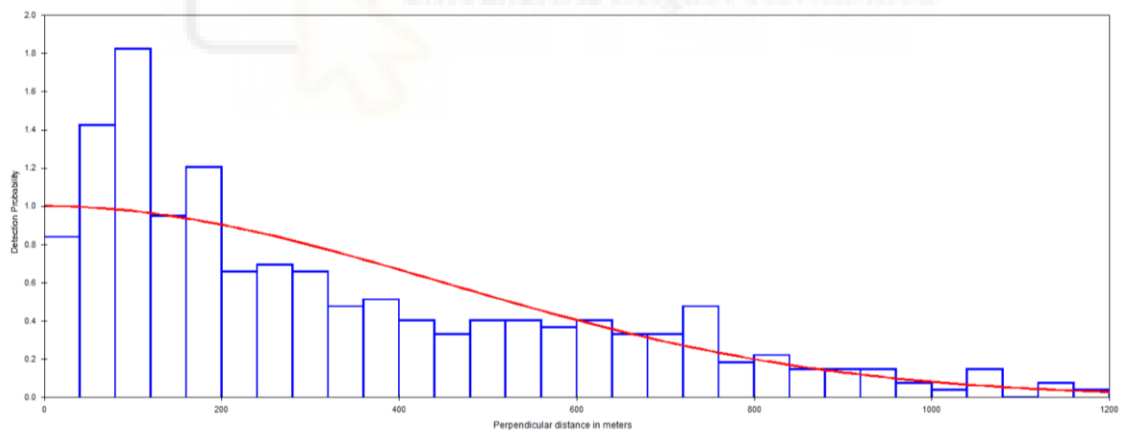


Figura A2. Curva de detectabilidad para las observaciones realizadas a pie del modelo "HN pie/coche" del primer bloque de datos.

Segundo bloque de datos (2012 y 2018)

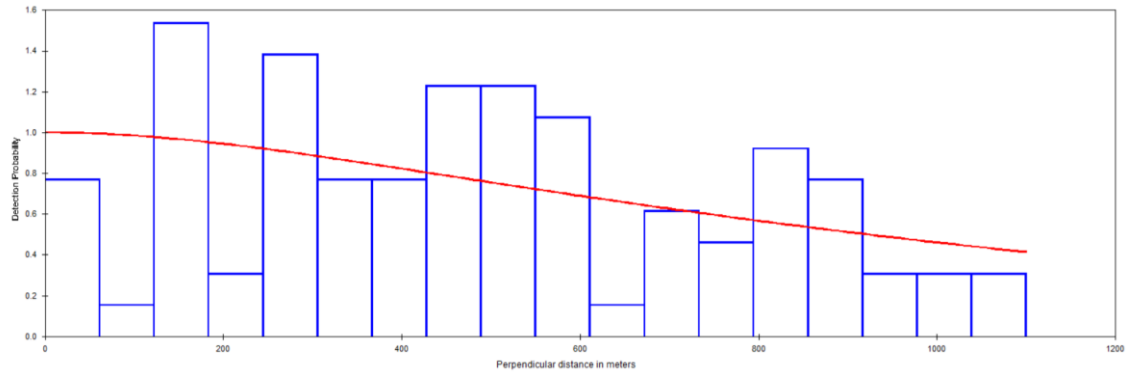


Figura A3. Curva de detectabilidad para las observaciones realizadas en coche del modelo "HN hora + pie/coche" del segundo bloque de datos.

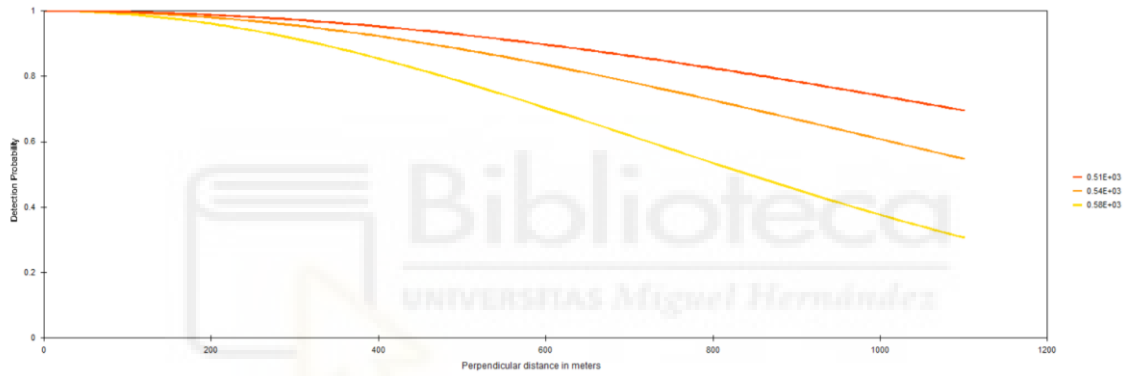


Figura A4. Curva de detectabilidad para las observaciones realizadas en coche para diferentes horas de encuentro del modelo "HN hora + coche" del segundo bloque de datos.

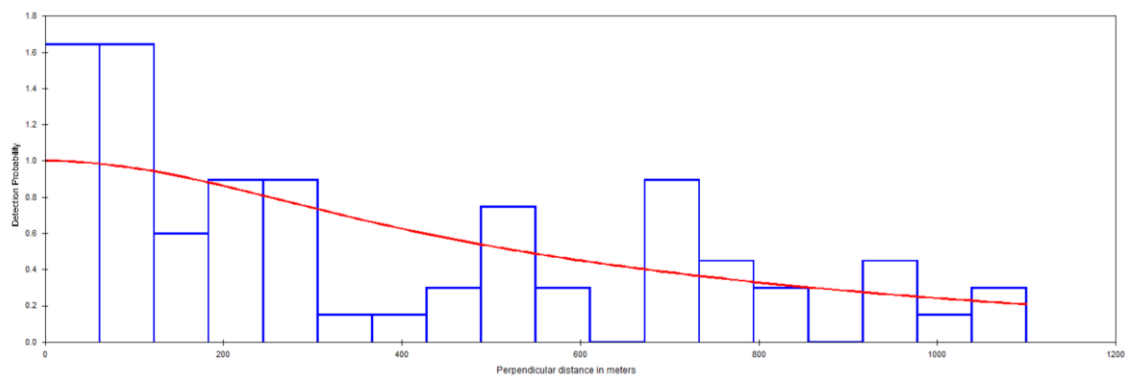


Figura A5. Curva de detectabilidad para las observaciones realizadas a pie del modelo "HN hora + pie/coche" del segundo bloque de datos.

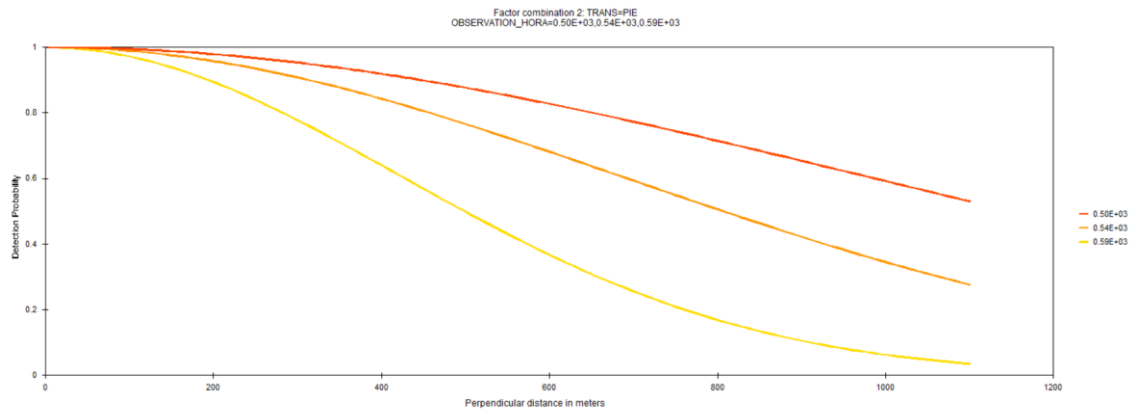


Figura A6. Curva de detectabilidad para las observaciones realizadas a pie para diferentes horas de encuentro del modelo "HN hora + pie/coche" del segundo bloque de datos.

