



Universidad
Complutense
Madrid



SELECCIÓN DE HÁBITAT EN LA CULEBRA BASTARDA (*MALPOLON MONSPESSULANUS* HERMANN, 1809) APLICANDO MODELOS DE MAPEO ESPACIO-TEMPORAL DE ENFERMEDADES.

Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas

Presentado por:

D^a Aloma Riera Rodríguez

Directores:

Dr. Ignacio Martín Sanz

Dr. Oscar Rodríguez de Rivera

Tutor académico:

Dr. Salvador Rebollo de la Torre

En Madrid, a 31 de enero de 2022.

Resumen

El actual escenario de cambio global supone un reto para la conservación tanto de las especies como de sus respectivos ecosistemas. Los modelos de distribución de especies son una herramienta muy valiosa que ha demostrado ser un buen recurso para obtener información sobre la relación entre los factores ambientales y la presencia de una especie, utilizando únicamente registros de presencia y/o ausencia y datos de variables ambientales. El objetivo de este estudio es analizar la distribución de la culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*) en el Centro de Quintos de Mora utilizando el modelo de mapeo espacio-temporal de enfermedades, un nuevo modelo en el mundo de la ecología. Los resultados obtenidos establecen la precipitación mensual, la presencia de bosque mixto, la máxima pendiente y el tiempo como variables significativas con impacto positivo en la distribución de la especie, y la mínima pendiente, la presencia de bosques de frondosas y los espacios con escasa vegetación como variables con impacto negativo. La influencia de estas variables climáticas y biofísicas del territorio estudiado, junto a la ecología de la especie, han dado lugar a una distribución desigual a lo largo del Centro de Quintos de Mora, con una predisposición de la especie por ocupar los territorios que componen las formaciones montañosas al norte y sur, comparado con el territorio prácticamente llano comprendido entre ambas.

Palabras clave: culebra bastarda; selección de hábitat; Centro Quintos de Mora; modelo de mapeo espacio-temporal de enfermedades; conservación.

Abstract

The current scenario of global change poses a challenge for the conservation of both species and their respective ecosystems. Species distribution models are a very valuable tool that has proven to be a good resource for obtaining information on the relationship between environmental factors and the presence of a species, using only records of presence and/or absence and data on environmental variables. The objective of this study is to analyze the distribution of the Montpellier's snake (*Malpolon monspessulanus*) in the Quintos de Mora Center using the spatio-temporal disease mapping model, a new model in the world of ecology. The results obtained establish monthly precipitation, presence of mixed forest, maximum slope and time as significant variables with positive impact on the distribution of the species, and minimum slope, presence of hardwood forests and sparsely vegetated areas as variables with negative impact. The influence of these climatic and biophysical variables of the territory studied, together with the ecology of the species, have resulted in an uneven distribution throughout the Quintos de Mora Center, with a predisposition of the species to occupy the territories that make up the mountainous formations to the north and south, compared to the practically flat territory between the two.

Key words: Montpellier's snake; habitat selection; Quintos de Mora Center; spatio-temporal disease mapping model; conservation.

ÍNDICE

Introducción.....	- 1 -
Material y métodos.....	- 4 -
Área de estudio	- 4 -
Clima.....	- 4 -
Hidrología.....	- 6 -
Topografía.....	- 6 -
Geología.....	- 6 -
Flora y vegetación.....	- 7 -
Fauna.....	- 10 -
Selección de la especie.....	- 11 -
Método de trampeo	- 13 -
Variables ambientales	- 14 -
Modelo espacio-temporal.....	- 18 -
Resultados	- 19 -
Ejemplares capturados	- 19 -
Variables ambientales	- 20 -
Modelo de distribución	- 21 -
Discusión.....	- 23 -
Conclusiones	- 25 -
Agradecimientos.....	- 26 -
Referencias.....	- 27 -
Anexos.....	- 35 -

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Datos mensuales de temperatura (°C) y precipitación (mm) medias de la estación meteorológica de Quintos de Mora. Periodo: enero 2013 – diciembre 2021 (ambos incluidos).	5 -
Figura 3. Ejemplar adulto de culebra bastarda (<i>Malpolon monspessulanus</i>).	12 -
Figura 4. Trampa de captura utilizada en el estudio, donde se observa la compartimentación y los individuos capturados.	14 -
Figura 5. Imagen grabada por una de las cámaras de registro fotográfico donde un ejemplar adulto de culebra bastarda accede al compartimento interior de la trampa.	14 -
Figura 6. Ejemplar de culebra bastarda capturado y al que se le está insertando el microchip.	14 -
Figura 7. Esquema del procedimiento desarrollado para el análisis topográfico del cálculo del ITH.	16 -
Figura 8. Mapa con la distribución de las capturas de culebra bastarda.	19 -
Figura 9. Gráfico con las características de los individuos capturados de la especie	19 -
Figura 10. Gráfico con la distribución de los individuos capturados durante el periodo 2016-2021, clasificados por sexo y mes de la captura.	19 -
Figura 11. Diagrama de cajas que muestra la influencia de las variables sobre la presencia de culebra bastarda. Las variables localizadas a la izquierda de la media ejercen un impacto negativo sobre la presencia de la especie. Las variables ubicadas a la derecha de la media influyen de forma positiva sobre la distribución de la especie. Las variables que se encuentran dentro de la media no contribuyen a la presencia de la especie.	20 -
Figura 12. Resultados sobre la distribución de la culebra bastarda en el territorio del Centro de Quintos de Mora. Los colores azulados indican una baja probabilidad de encontrar la especie en esa superficie. Los colores amarillentos indican una alta probabilidad de encontrar un ejemplar de la especie en esa área del territorio.	22 -
Figura 13. Mapa de probabilidad media de presencia de individuos de culebra bastarda para cada polígono de vegetación durante los años 2016-2021.	22 -

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Lista y características de las variables ambientales utilizadas en el estudio.	15 -
Tabla 2. Descripción de las clases de vegetación utilizadas en el modelo.	17 -

Introducción

Desde la aparición de nuestros ancestros, hace aproximadamente un millón de años, el ser humano ha explotado los recursos que la Tierra le ha brindado. Con el desarrollo tecnológico su capacidad de extracción se vio favorecida, lo que permitió el rápido crecimiento de su población y el incremento en el consumo per cápita. Ambos acontecimientos son los propulsores del fenómeno conocido como cambio global, el cual hace referencia al conjunto de cambios ambientales desencadenados por la actividad humana, destacando aquellos ocasionados en los procesos que determinan el funcionamiento de los sistemas naturales (Duarte et al. 2006).

El problema es que los cambios se están produciendo en espacios de tiempo muy cortos y a velocidades muy elevadas, impidiendo que los ecosistemas sean capaces de recuperarse de esa perturbación sin ayuda. A raíz de este fenómeno nace la restauración ecológica, entendida como *“el proceso de asistir la recuperación de sistemas socio-ecológicos dañados, degradados o destruidos en entornos cambiantes, en beneficio de las personas y la naturaleza en todas las escalas”* (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group 2004; Perring et al. 2018).

Algunos científicos afirman que el riesgo de pérdida y alteración de los hábitats se ha visto incrementado de forma drástica (Benayas et al. 2006), y no solo eso, se han publicado informes que alertan sobre la preocupante situación en la que se encuentra el planeta Tierra (WWF 2020; FAO 2021; IPCC 2021). Por todo ello, el 1 de marzo de 2019 la Asamblea General de las Naciones Unidas declara 2021-2030 la Década de las Naciones Unidas para la Restauración de los Ecosistemas (<https://www.decadeonrestoration.org/about-un-decade>), cuyo objetivo es incrementar a gran escala la restauración de los ecosistemas degradados y destruidos, como medida para luchar contra el cambio climático y mejorar la seguridad alimentaria, el suministro de agua y la biodiversidad.

El primer paso en la redacción de cualquier proyecto de restauración es escoger un ecosistema de referencia, que sirva como modelo durante su diseño y planificación. Asimismo, el ecosistema restaurado tiene que cumplir una serie de requisitos, entre los cuales está ser lo suficientemente resiliente como para superar los eventos de estrés que se llevan a cabo en el lugar de la actuación, y poder así mantener su integridad (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group 2004). Otro aspecto importante a tener en cuenta son las especies ligadas a este ecosistema que, tras su degradación, daño o destrucción, se han visto forzadas a abandonar su lugar de residencia. Del mismo modo que el ecosistema restaurado ha de ser resiliente, su entorno físico ha de ser capaz de sustentar las poblaciones reproductoras de estas especies que son necesarias para lograr su estabilidad y desarrollo (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group 2004).

Los reptiles son un grupo de vertebrados que se considera un elemento importante de los ecosistemas y su biodiversidad (Alatawi et al. 2020). La gran cantidad de especies que lo constituye adquiere diferentes papeles en los diversos sistemas naturales, como depredadores, presas, herbívoros, dispersores de semillas y especies comensales (Böhm et al. 2013). Se considera que el rango de distribución de este grupo es más estrecho que el

de otros vertebrados, lo cual les hace más susceptibles a las amenazas del ser humano (Benayas et al. 2006). Según los resultados obtenidos por Böhm et al. (2013), el 15-36% de los reptiles se encuentran amenazados a nivel mundial.

Dentro de los reptiles, las serpientes ocupan un papel muy importante en los ecosistemas como depredadores, manteniendo el equilibrio de la cadena trófica, y presas, formando parte de la dieta de ciertas especies de aves, reptiles y mamíferos (Pleguezuelos 2021). Existen estudios que alertan sobre el desencadenamiento de un posible descenso en las poblaciones de todo el mundo. Al tratarse de un depredador principal, este declive podría ocasionar graves consecuencias en el funcionamiento de muchos ecosistemas (Reading et al. 2010). Algunas de las amenazas a las que se enfrentan son la pérdida y degradación del hábitat, la introducción de especies invasoras y la contaminación ambiental, además de a factores biológicos como las enfermedades y el parasitismo (Gibbons et al. 2000). De todas ellas, son especialmente sensibles a los procesos de pérdida y fragmentación del hábitat, ambos desencadenados por cambios en las condiciones climáticas (Srinivasulu et al. 2021).

Por otro lado, no todas las especies son igual de susceptibles a verse afectadas por estas amenazas, algunas lo son más que otras y eso depende, entre otras cosas, de sus rasgos biológicos. Según Böhm et al. (2016), aquellas especies que se han especializado en un tipo de hábitat, que presentan un tamaño corporal grande o que muestran un rango geográfico pequeño se verán afectadas en mayor medida por las perturbaciones. Por el contrario, aquellas especies generalistas en hábitat, que albergan tamaños corporales más pequeños o que se dispersan por rangos geográficos de mayor envergadura serán más resilientes frente a cambios en su entorno.

La culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*) es un ofidio de gran tamaño propio del Mediterráneo Occidental, y un gran depredador pionero. Sigue una dieta generalista compuesta por una gran variedad de presas (reptiles, aves y pequeños mamíferos), aunque tiene preferencia por los reptiles. Se considera una especie eurífaga que adapta su dieta a la abundancia de presas disponibles en cada momento (Pleguezuelos 2021). La especie se distribuye a lo largo de todo el territorio español, a excepción de las zonas del norte, donde predomina la humedad y las bajas temperaturas. No está considerada como una especie amenazada, aunque la UICN la coloca bajo la categoría “Preocupación menor (LC)” tanto a nivel mundial (2008) como a nivel nacional (2002). No obstante, sus poblaciones se han visto afectadas por la degradación de sus hábitats, a raíz de fenómenos como las repoblaciones forestales intensivas, el uso indiscriminado de pesticidas y fertilizantes o la desaparición, tras el éxodo rural, de los muros de piedra seca que sustentaban los banales y les servían de refugio. Conocer cómo la culebra bastarda se distribuye en el territorio proporcionaría información sobre la interacción entre los rasgos biológicos de la especie y los factores ambientales de su entorno (Guisan y Hofer 2003; Elith et al. 2006; Alatawi et al. 2020), datos de gran importancia a la hora de gestionar y conservar sus poblaciones y hábitats prioritarios.

Los modelos de distribución de especies son una herramienta que, partiendo de unos datos reales de presencia y/o ausencia, combinados con datos espaciales de variables ambientales y sometidos a procedimientos estadísticos y cartográficos, permiten estimar la distribución geográfica de la especie e identificar las zonas de mayor idoneidad dentro del área estudiada (Brotons et al. 2009; Mateo et al. 2011; Tytar et al. 2015; Alatawi et al. 2020). En muchas ocasiones, los mapas de distribución generados se han utilizado en la gestión de recursos naturales (Brotons et al. 2009), la predicción de impactos y futuros escenarios de cambio climático (Abolmaali et al. 2018; Srinivasulu et al. 2021), el manejo de especies invasoras (Srivastava et al. 2019), la identificación y/o valoración de nuevas y/o existentes áreas prioritarias y protegidas (Ross y Howell 2013) y la propuesta de nuevas estrategias de conservación (del Barrio et al. 2006). Es por ello que están considerados una herramienta innovadora en los estudios sobre ecología, evolución y conservación (Elith et al. 2006; Alatawi et al. 2020).

La técnica de modelización de la distribución de especies se ha desarrollado y mejorado durante las últimas dos décadas (Alatawi et al. 2020). Los primeros modelos teóricos se empezaron a utilizar a finales de la década de los 70, y su finalidad era definir el nicho en términos de su distribución espacial (Kessell 1979). Una década más tarde se empezaban a desarrollar las primeras aproximaciones con carácter predictivo a nivel de especies y comunidades (Pliscoff y Fuentes-Castillo 2011). Pero, no es hasta la década de los 90 cuando el enfoque adquiere su máximo desarrollo gracias a la utilización simultánea de las ciencias de la computación y la estadística (Srivastava et al. 2019). A partir de entonces se han ido generando diversidad de aproximaciones estadísticas y programas informáticos, cuya finalidad es determinar la distribución espacial de las especies y ecosistemas a partir de datos de presencia y/o ausencia (Guisan y Zimmermann 2000; Guisan y Thuiller 2005).

A día de hoy existen multitud de estudios científicos en los que se ha analizado la distribución de especies de aves (Zohmann et al. 2013; Chudzińska et al. 2015), mamíferos (Razgour et al. 2011; Rovero et al. 2014), insectos (Buse et al. 2007), plantas (Yi et al. 2016; Abolmaali et al. 2018), anfibios (Costa et al. 2015; Romano et al. 2017), crustáceos (Boets et al. 2013; Manteuffel-Ross et al. 2018), peces (Gonzalez-Mirelis et al. 2021; Receveur et al. 2021) y reptiles (Eustace et al. 2021; Srinivasulu et al. 2021). De entre todos los modelos utilizados en estos estudios, los más frecuentes son: los modelos lineales generalizados [GLM], los modelos aditivos generalizados [GAM], los modelos de máxima entropía [Maxent], los sistemas de predicción y análisis bioclimático [BIOCLIM], los algoritmos genéticos para la producción de conjuntos de reglas [GARP] y las redes neuronales [ANN] (Elith et al. 2006; Alatawi et al. 2020).

En este caso, el modelo a utilizar para el análisis de la distribución de la culebra bastarda (*M. monspessulanus*) es el modelo de mapeo espacio-temporal de enfermedades. Estos modelos son una herramienta muy utilizada a la hora de describir el patrón de recuentos de enfermedades e identificar cuáles son las regiones que presentan niveles de incidencia inusuales, tendencias temporales o ambos (Schrödle y Held 2011). Aunque nunca se ha utilizado en el mundo de la ecología, permite describir cómo varía en el

espacio y en el tiempo la distribución de una especie, dividiendo el territorio estudiado en pequeñas áreas consideradas unidades de muestreo independientes.

Es por ello por lo que el objetivo del presente trabajo es estudiar la selección del hábitat para la culebra bastarda (*M. monspessulanus*) mediante la aplicación de los modelos de mapeo espacio-temporal de enfermedades, y con el fin de mejorar así su conservación y garantizar la preservación de los hábitats en los que se distribuye.

Material y métodos

Área de estudio

El área de estudio abarca todo el territorio del Centro de Quintos de Mora, una finca con una superficie de 6,864 ha. Se encuentra localizada en la vertiente meridional de Los Montes de Toledo, concretamente dentro de la comarca de Guadalerzas, en el término municipal de “Los Yébenes”. (Anexo I)

Desde 1942, el Centro es propiedad del Patrimonio Forestal del Estado (PFE). Estuvo gestionada por el Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA), pero actualmente es el Organismo Autónomo Parques Nacionales (OAPN) quien se encarga de su dirección. Está catalogada como Monte de Utilidad Pública (TO-10.001) y forma parte de la Red Natura 2000 (ZEC ES4250005 y ZEPA ES0000093 denominadas ambas Montes de Toledo). Se declaró ZEPA por albergar poblaciones de especies como el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti* Brehm, 1861), el buitre negro (*Aegypius monachus* Linnaeus, 1766) y la cigüeña negra (*Ciconia nigra* Linnaeus, 1758), todas incluidas en el Libro Rojo de las Aves de España y las dos primeras también en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial. En lo referente a la declaración del Centro como ZEC, se tuvo en cuenta la presencia de numerosos tipos de hábitats de interés comunitario, al igual que la presencia de especies de fauna que aparecen incluidas en sus anexos (San Miguel et al. 2011).

Clima

Los datos del presente apartado han sido recogidos en la estación meteorológica ubicada en el interior del Centro de Quintos de Mora. Estos datos abarcan desde enero de 2013 hasta diciembre de 2021, ambos incluidos, por lo que se ha contado con 9 años climáticos completos.

Según el Mapa de Bioclimas de Rivas-Martínez et al. (2002), el clima de la región se corresponde con un clima mediterráneo pluviestacional continental, caracterizado por altas variabilidades entre temperatura y precipitaciones. Como se puede observar en Figura 1, el clima de Quintos de Mora presenta una prolongada estación seca que coincide con la estación de verano, durante la cual las precipitaciones son inferiores a los valores medios de temperatura.

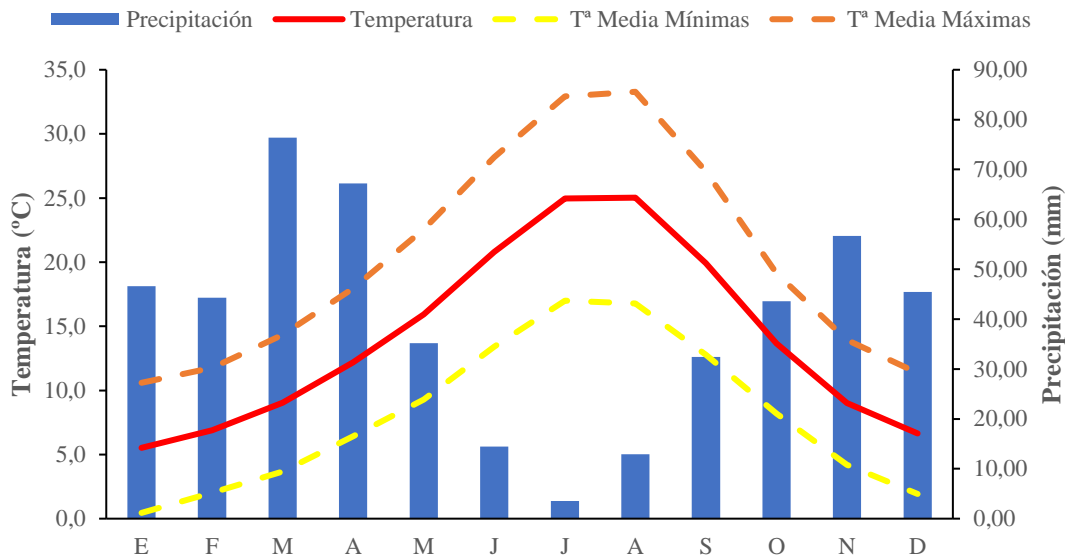


Figura 1. Datos mensuales de temperatura (°C) y precipitación (mm) medias de la estación meteorológica de Quintos de Mora. Periodo: enero 2013 – diciembre 2021 (ambos incluidos). Elaboración propia.

Para el año 2021, la estación meteorológica del Centro de Quintos de Mora ha recogido una temperatura media de 11,81°C y una precipitación anual de 361,4 mm. El mes más frío corresponde a enero, con una media de 3,95°C. Por lo que respecta a la temperatura media mensual más alta se da en el mes de agosto (25,6°C), cifra muy similar a la obtenida durante el mes de julio (25,1°C). La media de las temperaturas máximas y mínimas que se dan durante todo el año siguen la misma tendencia que las temperaturas medias mensuales, con el valor de las mínimas más bajo en el mes de enero (-0,24°C) y el valor más alto en las máximas durante los meses de julio y agosto (16,25°C y 16,40°C).

La amplitud térmica anual, entendida como la diferencia entre las temperaturas mínimas y máximas de cada día a lo largo de todo un año, en el caso del Centro de Quintos de Mora es de 12,25°C. Hay que destacar que, durante el día 12 de enero de 2021 se alcanzó una temperatura mínima absoluta de -12°C, declarada un dato histórico. En el caso de la temperatura máxima absoluta lograda durante este mismo año, se corresponde con la temperatura del día 14 de agosto, con un valor de 43,50°C.

Respecto a los datos de precipitación, los episodios de lluvia suelen estar asociados a la estación de primavera y otoño. El mes con mayor cantidad de precipitación para el periodo estimado es abril, con un valor de precipitación de 72,1 mm. En cambio, el mes más seco ha sido julio, con un valor medio de precipitación de 0,6 mm.

En cuanto a la evapotranspiración, el máximo valor se alcanza en los meses de verano (máximo en julio). En esta época se concentran valores mayores de evapotranspiración y, a su vez, las precipitaciones se vuelven más escasas, de tal modo que se trata de los meses con déficit hídrico y donde los problemas asociados a los requerimientos hídricos serán más preocupantes.

De acuerdo con estos valores y atendiendo a la propuesta de clasificación bioclimática de (Rivas-Martínez 2007), en el Centro de Quintos de Mora se pueden reconocer los termotipos mesomediterráneo superior y supramediterráneo inferior y los ombrotipos seco y subhúmedo, en función de las altitudes y orientaciones.

Hidrología

Los límites del Centro de Quintos de Mora quedan enmarcados dentro de la cuenca hidrográfica del Guadiana. Esta cuenca está comprendida entre las cuencas del Tajo (al Norte), Júcar (al Este) y Guadalquivir (al Sur), y se desarrolla en una superficie de 67.733 km² (Porrás Martín et al. 1985). El volumen de recursos hídricos que circula por los ríos y arroyos de la cuenca se caracteriza por una marcada irregularidad temporal (Confederación Hidrográfica del Guadiana 2022). (Anexo I)

El cauce principal que discurre a lo largo del ámbito de estudio es el río de las Navas, en él confluyen múltiples arroyos procedentes de las sierras, todos ellos estacionales. Por la morfología del terreno y los materiales que conforman el sustrato de la raña, tras desarrollarse eventos con lluvias abundantes, ésta queda inundada casi en su totalidad. En cambio, suele perder el agua rápidamente durante el periodo estival, de forma que gran parte de los cursos de agua quedan secos durante esta época del año (Cubero Rivera 2016).

Para fomentar el fácil acceso de la fauna silvestre al agua, el Centro alberga numerosas balsas y un pequeño embalse sobre los cauces de los arroyos, distribuidos de forma homogénea por todo el territorio.

Topografía

La topografía del Centro de Quintos de Mora se caracteriza por presentar forma de cubeta, con sierras de solana y umbría, y una amplia raña ubicada entre ambas. Las dos estribaciones montañosas se corresponden con la Sierra de los Torneros (situada al norte), que forma la divisoria de aguas entre las cuencas del río Tajo y Guadiana (Moreno et al. 1981), y la Sierra del Pocito (situada al sur) (Baonza Díaz et al. 2010). Ambos tienen unas alturas comprendidas entre 850 y 1.200 metros, teniendo su cota más alta en 1.062 metros en la umbría y 1.257 metros en la solana (Organismo Autónomo Parques Nacionales 2022). (Anexo II)

Por otro lado, la raña ocupa toda la parte central del monte. Tiene una altura media de 750 metros, con un máximo de 820 metros en la Casa Forestal y un mínimo de 722 metros en el punto en que el río de Las Navas llega al límite del monte. Se trata de una formación sedimentaria compuesta de cantos de cuarcita con una matriz arcillosa que se configura en un relieve de plataformas elevadas con suave pendiente interna (Organismo Autónomo Parques Nacionales 2022).

Geología

El Centro de Quintos de Mora se encuentra englobada en la Hoja nº711 (Las Guadalerzas) del Mapa Geológico de España del Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Geológicamente, el área de la hoja está encuadrada en el Macizo Hespérico y su estructura general es de edad Hercínica. Asimismo, los

materiales abarcan edades comprendidas en el Cámbrico y Ordovícico, aparte de los recubrimientos postorogénicos, pliocuaternarios y cuaternarios (Moreno et al. 1981). (Anexo III)

La superficie del Centro y sus alrededores presentan una morfología con zonas de relieve montañoso y valles. Las sierras presentan cotas superiores a los 1.000 metros, formando la divisoria de aguas entre las cuencas de los ríos Tajo y Guadiana.

La llanura central del territorio estudiado se asienta sobre materiales correspondientes al Plioceno superior. Se trata, en su mayoría, de abanicos aluviales tipo raña y un pequeño porcentaje de sustratos aluviales, debido a la presencia de cursos de agua.

Los abanicos aluviales tipo raña se caracterizan por ser formaciones ampliamente desarrolladas en zonas deprimidas. Están constituidas por cantos de naturaleza cuarcítica, areniscas y algunos de areniscas conglomerática. Por lo que respecta a los sustratos aluviales, aunque los ríos de esta zona apenas tienen circulación estival, los depósitos aluviales alcanzan un notable desarrollo. Están constituidos de gravas de naturaleza generalmente cuarcítica y areniscas, y en menor proporción de arenas y limos de análoga composición (Moreno et al. 1981).

En las regiones con pendiente se pueden encontrar derrubios de ladera procedentes del cuaternario y, a medida que se asciende, aparecen pizarras y cuarcitas alternantes procedentes del periodo Ordovícico.

Los derrubios de ladera están constituidos por clastos de naturaleza cuarcítica y areniscosa. Normalmente sin matriz ni cemento y depositados a escasa distancia del área madre. En algunas zonas pueden presentar como matriz una ligera fracción samítica. En cuanto a las pizarras y cuarcitas, están dispuestas en tramos alternantes de potencial variable, estratificadas en capas y bancos. Estos materiales son areniscas cuarcíticas o cuarcitas arenosas de colores claros, recristalizadas, muy poco compactas (Moreno et al. 1981).

Por último, en las zonas más altas de las sierras se pueden encontrar areniscas y conglomerados, que constituyen la base del Ordovícico, dispuestos discordantemente sobre la Serie Cámbrica. Aparecen estratificados en bancos cuya naturaleza es predominantemente detrítica, y forman una serie alternante en la que ambos se distribuyen en distinta proporción según la zona (Moreno et al. 1981).

Flora y vegetación

Biogeografía

Según la propuesta de unidades biogeográficas que Rivas-Martínez (2007) realiza para la Península Ibérica, el Centro de Quintos de Mora quedaría encuadrada dentro de la Región Mediterránea, subregión Mediterránea occidental, provincia Mediterránea Ibérica Occidental, subprovincia Luso-Extremadurensis, sector Toledano-Tagano, subsector Oretano, distrito Montitoledano.

Vegetación potencial

Atendiendo a la información disponible (Rivas Martínez et al. 1987; Rivas-Martínez 2011; San Miguel et al. 2011) en el área de estudio se pueden reconocer las siguientes series de vegetación potencial:

- Serie mesomediterránea luso-extremadurensis silicícola de *Quercus rotundifolia* Lam. o encina (*Pyro bourgaeanae-Quercetum rotundifoliae sigmetum*). VP, encinares.
 - o Encinar con piruétano: *Pyro bourgaeanae-Quercetum rotundifoliae*.
 - o Mancha mediterránea, madroñal, de *Ericion arboreae* (*Phyllyreo angustifoliae-Arbutetum unidonis*). En el caso del Centro de Quintos de Mora son raras las retamas y otras leguminosas retamoides que normalmente constituyen la primera etapa de sustitución de estos encinares.
 - o A veces aparece una etapa de gramíneas altas (*altigraminetum*), en este caso berciales de *Melico magnolii-Stipetum giganteae*.
 - o Jaral-romeral-cantuesar de *Ulici-Cistion ladaniferi: Genisto hirsutae-Cistetum ladaniferi*.
 - o Pastos herbáceos terofíticos de *Tuberarion guttatae*.
- Serie meso-supramediterránea luso extremadurensis silicícola de *Quercus broteroi* Coutinho o quejigo portugués (*Pyro bourgaeanae-Quercetum broteroi sigmetum*). VP, quejigares portugueses.
 - o Quejigar portugués: *Pyro bourgaeanae-Quercetum broteroi*.
 - o Mancha mediterránea, madroñal, de *Ericion arboreae* (*Phyllyreo angustifoliae-Arbutetum unidonis*).
 - o Jaral-brezal de *Ericion umbellatae* (*Polygalo microphyllae-Cistetum populifolii*), con abundante *Erica scoparia* L.
 - o Vallicar de *Agrostietalia castellanae: Gaudinio fragilis-Agrostietum castellanae*.
- Serie mesomediterránea luso-extremadurensis silicícola de *Quercus pyrenaica* Willd. o roble melojo (*Arbutum unedonis-Quercetum pyrenaicae sigmetum*). VP, melojares de fondo de valle.
 - o Melojar de fondo de valle (*Arbutum unedonis-Quercetum pyrenaicae*), con madroños (*Arbutus unedo* L.) y durillos (*Viburnum tinus* L.).
 - o Mancha mediterránea, madroñal, de *Ericion arboreae* (*Phyllyreo angustifoliae-Arbutetum unidonis*).
 - o Bercial de *Melico magnolii-Stipetum giganteae*.
 - o Jaral-brezal de *Ericion umbellatae* (*Polygalo microphyllae-Cistetum populifolii*), con abundante *Erica scoparia*.
 - o Vallicar de *Agrostietalia castellanae: Gaudinio fragilis-Agrostietum castellanae*.
- Serie supramediterránea luso-extremadurensis silicícola de *Quercus pyrenaica* (*Sorbo torminalis-Quercetum pyrenaicae sigmetum*). VP, melojares.
 - o Melojar: *Sorbo torminalis-Quercetum pyrenaicae*.
 - o Piornal de *Geniston floridae: Genisto floridae-Cytisetum scopariae*.

- Jaral-brezal de *Ericion umbellatae*: *Halimio ocymoidis-Ericetum umbellatae*.
- Pastos herbáceos vivaces xero-mesofíticos de *Jasiono-Koeleretalia*: *Thymo zygidis-Plantaginetum radicatae*.
- Geoserie riparia iberolusitana acidófila de *Fraxinus angustifolia* Vahl o fresno de hoja estrecha (*Ficario ranunculoidis-Fraxino angustifoliae sigmetum*).
 - Fresneda, a veces con sarga negra (*Salix atrocinerea* Brotero): *Ficario ranunculoidis-Fraxinetum angustifoliae*.
 - Arbustedo espinoso-zarzal de *Pruno-Rubion ulmifolii*: *Clematido campaniflorae-Rubetum ulmifolii*.
 - Juncal churrero de *Molinio-Holoschoenion*: *Trifolio resupinati-Holoschoenetum vulgaris*.
 - Pastos herbáceos de *Trifolio-Cynodontion*: vallicar (*Gaudinio fragilis-Agrostietum castellanae*) o gramal (*Trifolio-Caricetum chaetophyllae*).

Vegetación actual

La vegetación presente en la actualidad está conformada por un mosaico de formaciones vegetales más o menos extensas y entremezcladas, consecuencia de la intensa actividad humana que se ha desarrollado en el territorio estudiado desde tiempos inmemoriales. Estas formaciones pertenecen a algunas de las etapas que conforman las diferentes series de vegetación enumeradas en el apartado anterior, más o menos influenciadas por la actividad antrópica. (Anexo IV)

La mayoría de la superficie de la zona a estudiar está colonizada por bosques fundamentalmente esclerófilos (encinares de *Quercus rotundifolia* y madroñales), aunque en las zonas altas y vaguadas, de mayor humedad edáfica, se pueden encontrar bosques de quejigos (*Q. faginea* Lam.) o melojos (*Q. pyrenaica*), salpicados de otras especies caducifolias como arces de Montpellier (*Acer monspessulanum* L.) o mostajos (*Sorbus torminalis* L.) (Baonza Díaz et al. 2010).

Debido a las plantaciones que se llevaron a cabo tras el abandono de la actividad agrícola, la llanura central alberga formaciones puras de pino piñonero (*Pinus pinea* L.) o mezclado con quercíneas, como la encina (*Quercus rotundifolia*) o el quejigo (*Quercus faginea*). Estos pinares presentan gran diversidad estructural, consecuencia de la diversidad de usos a que han estado sometidos, sobre todo los vinculados a la caza mayor. En aquellas zonas que en la actualidad aún se destinan a usos agrícolas, se pueden encontrar también pequeñas masas de pies aislados de encina mezclados con quejigo.

De igual forma, esta zona cuenta con grandes poblaciones de jara pringosa (*Cistus ladanifer* L.), aunque comparte ecosistema con otros matorrales como romero (*Rosmarinus officinalis* L.), gamón (*Asphodelus albus* Mill.), cantueso (*Lavandula stoechas* L.), aulaga (*Genista hirsuta* Vahl) y varias especies de brezos (*Erica australis* L., *E. arborea* L. y *Calluna vulgaris* (L.) Hull).

En los márgenes de los arroyos existentes y en fondos de valle aparecen restos de fresnedas, junto con quejigares y melojares, donde se localizan ejemplares más o menos aislados de fresnos de hoja estrecha (*Fraxinus angustifolius* L.) e incluso ejemplares plantados de abedules (*Betula pendula* Roth). Estas formaciones comparten hábitat con pequeñas saucedas de sarga negra (*Salix atrocinerea*), zarzales de *Rubus ulmifolius* Schott, brezales de *Erica scoparia*, tamujares (*Flueggea tinctoria* (L.) G.L.Webster), juncales de *Scirpoides holoschoenus* L., pajonales de *Molinia caerulea* L. o formaciones de humedales temporales mediterráneos con comunidades de *Isoetes* ssp. Cabe destacar la presencia de pequeños enclaves de higroturbosos con *Erica tetralix* L., *Potamogeton polygonifolius* Pourr y *Utricularia australis* R.Br., como los existentes en la microreserva de flora de la “Turbera de Valdeyernos”.

Fauna

Al igual que la vegetación, el Centro de Quintos de Mora alberga una amplia variedad de especies faunísticas propias de los ecosistemas mediterráneos. A nivel cuantitativo de momento se han determinado un total de 374 especies animales, de los cuales 181 son vertebrados y 193 invertebrados (Organismo Autónomo Parques Nacionales 2022).

De las especies de vertebrados, 12 son especies de anfibios, 17 de reptiles, 108 de aves, 36 de mamíferos (11 de ellos quirópteros) y 8 de peces, algunas de ellas están catalogadas como endémicas. Por lo que respecta a los invertebrados, los lepidópteros son los más destacados, con 114 especies identificadas. Otras órdenes que se han inventariado también son los odonatos, con 27 especies, y los coleópteros, con 21 especies.

De entre los mamíferos de gran tamaño, destacan el ciervo (*Cervus elaphus hispanicus* Hilzheimer, 1909) y el jabalí (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758), ambas especies de interés cinegético. Las poblaciones de corzos (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758) estuvieron sometidas a un evento de crisis, pero en la actualidad han recuperado su tamaño hasta volver a ser representativas.

Los mamíferos de pequeño tamaño, como el conejo (*Oryctolagus cuniculus* Linnaeus, 1758), la perdiz o la tórtola europea (*Streptopelia turtur* Linnaeus, 1758), tampoco son muy abundantes. Por el contrario, la paloma torcaz (*Columba palumbus* Linnaeus, 1758) tiene una gran presencia en el territorio. Respecto a los mamíferos de tamaño medio, la garduña (*Martes foina* Erxleben, 1777), la gineta (*Genetta genetta* Linnaeus, 1758), el gato montés (*Felis silvestris* Schreber, 1777), la nutria europea (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758), el tejón (*Meles meles* Linnaeus, 1758), el turón (*Mustela putorius* Linnaeus, 1758), la comadreja (*Mustela nivalis* Linnaeus, 1766) y el zorro (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758) son los predominantes.

El Centro también cuenta con la presencia de especies catalogadas, como el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), el buitre negro (*Aegypius monachus*) y la cigüeña negra (*Ciconia nigra*). También se pueden encontrar otras muchas especies de rapaz, como el águila real (*Aquila chrysaetos* Linnaeus, 1758), la culebrera (*Circaetus gallicus* Gmelin, 1788), la calzada (*Hieraaetus pennatus* Gmelin, 1788), el azor

(*Accipiter gentilis* Linnaeus, 1758), el alimoche (*Neophron percnopterus* Linnaeus, 1758), el buitre leonado (*Gyps fulvus* Hablizl, 1783), el búho real (*Bubo bubo* Linnaeus, 1758), y otra gran diversidad de passeriformes.

Por lo que respecta a los reptiles y anfibios, sus poblaciones son frecuentes y, algunas especies de determinados hábitats son abundantes. De entre todos los reptiles presentes en el territorio estudiado, destacan el lagarto ocelado (*Timon lepidus* Daudin, 1802); diversas especies de lagartija como la colilarga (*Psammodromus algirus* Linnaeus, 1758), la cenicienta (*Psammodromus hispanicus* Fitzinger, 1826) y la lagartija verdosa (*Podarcis virescens* Geniez, Sá-Sousa, Guillaume, Cluchier y Crochet, 2014); la salamanguera (*Tarentola mauritanica* Linnaeus, 1758); varias especies de culebra como la bastarda (*Malpolon monspessulanus*), la de escalera (*Zamenis scalaris* Schinz, 1822), la de herradura (*Hemorrhois hippocrepis* Linneo, 1758), la viperina (*Natrix maura* Linnaeus, 1758) y la de collar mediterránea (*Natrix astreptophora* López Seoane, 1884); y la víbora hocicuda (*Vipera latastei* Bosca, 1878). Para el caso de los anfibios, la rana común (*Pelophylax perezi* López-Seoane, 1885), el sapo común (*Bufo spinosus* Daudin, 1803) y el corredor (*Epidalea calamita* Laurenti, 1768), el gallipato (*Pleurodeles waltl* Michahelles, 1830), las especies de tritón ibérico (*Lissotriton boscai* Lataste y Tourneville, 1879.) y pigmeo (*Triturus pygmaeus* Wolterstorff, 1905) y la salamandra (*Salamandra salamandra* Linnaeus, 1758) son los más abundantes.

Por último, aunque la superficie del ámbito de estudio no alberga cauces fluviales con las características de un verdadero río, merece especial atención el protegido calandino (*Squalius alburnoides* Steindachner, 1866), una especie de pez no pescable y declarado de interés especial (Organismo Autónomo Parques Nacionales 2022).

Selección de la especie

La culebra bastarda (*M. monspessulanus*) es un ofidio de gran tamaño que habita zonas abiertas y herbazales, además de que también se puede encontrar en hábitats caracterizados por la presencia de matorral de densidad variable y en bosques abiertos. Es una especie propia del Mediterráneo Occidental, estando presente en Portugal, Francia, España, Italia y varios países del Norte de África. Respecto a la Península Ibérica, se distribuye por todo su territorio, excepto en las cotas altas generalmente a partir de los 1.500 metros. En cambio, su distribución no es homogénea, siendo más frecuente en el Centro y Sur de la Península que en el Norte, debido a su clima más húmedo y frío (Pleguezuelos 2021).

Presenta una longitud total entre 271-1.990 milímetros, y una masa corporal comprendida entre 6-1.340 gramos. Posee una cabeza alargada y poco diferenciada del cuello, escama frontal hundida y los ojos grandes y negros bajo una ligera depresión protectora (Pleguezuelos 2021). Exhibe una coloración diferenciada del dorso y el vientre, en la que el dorso generalmente es pardo amarillento o verde oliva y el vientre blanquecino (Figura 2). Asimismo, los individuos juveniles poseen numerosas manchas distribuidas por el dorso de tonos blancos, grises y negros que se modifican a medida que pasa a la adultez (de Haan 1984). En el caso de los machos, tras pasar a la fase adulta, pierden completamente esas manchas juveniles y desarrollan una

coloración uniforme con una característica mancha negra detrás de la cabeza, conocida como “silla de montar”.



Figura 2. Ejemplar adulto de culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*). Foto: I. Martín.

Sus ejemplares alcanzan la madurez sexual a los 3-5 años, y cuando han alcanzado un tamaño de entre 550-634 mm de longitud hocico-cloaca, tanto en machos como en hembras. El ciclo reproductor de los machos es vernal, siendo uno de los pocos colúbridos paleárticos en los que no es estival. Su sistema de emparejamiento es básicamente territorial, en el que los machos combaten por las hembras, y suele llevarse a cabo durante la segunda mitad de mayo y la primera de junio (Pleguezuelos 2021). La cópula tiene una duración de diez minutos, y la hembra deposita los huevos una vez transcurridos 19-32 días. Normalmente, tras la copula, la hembra busca un lugar donde depositar los huevos, preferiblemente un lugar húmedo y soleado. Tras un periodo de incubación de 60 días, se lleva a cabo el nacimiento de las crías.

Tiene un carácter eurífago, lo cual le permite adaptar su dieta a la abundancia de presas presentes en cada momento (Pleguezuelos 2021). Es por ello por lo que su dieta se compone de una gran variedad de presas. En algunas ocasiones, el tamaño de los ejemplares también influye en la selección de sus presas. Con mucha frecuencia depreda otros reptiles, por ejemplo lagartijas y pequeñas culebras, en el caso de los juveniles; y ofidios mayores o grandes lagartos, en el caso de los ejemplares adultos. Destacar la frecuencia en la que se citan fenómenos de canibalismo para esta especie (Franch y Sebastián 2013; Martín-Taboada et al. 2019). Asimismo, los ejemplares de mayor tamaño pueden llegar a consumir pollos de aves en sus nidos e incluso aves adultas (Gutiérrez 1994; Oro 1994). Otras presas habituales son los micromamíferos o incluso mamíferos mayores, como gazapos de conejo.

Además de ser un depredador, también forma parte de la dieta de otras especies, como por ejemplo el águila culebrera (*Circaetus gallicus*), para la cual ha llegado a representar el 50% de su dieta en biomasa. Otras especies de la avifauna que se alimentan de la culebra son el azor común (*Accipiter gentilis*), el buitre negro (*Aegypius monachus*), el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), el águila real (*Aquila chrysaetos*), el águila perdicera (*Aquila fasciata*), el ratonero común (*Buteo buteo* Linnaeus, 1758), la urraca (*Pica pica* Linnaeus, 1758), el cárabo común (*Strix aluco* Linnaeus, 1758) y el mirlo común (*Turdus merula* Linnaeus,

1758). Aunque la gran mayoría son aves, ciertos mamíferos ibéricos como el gato montés (*Felis silvestris*), el meloncito (*Herpestes ichneumon* Linnaeus. 1758), la nutria europea (*Lutra lutra*), el jabalí (*Sus scrofa*) y el zorro (*Vulpes vulpes*) también la depredan (Pleguezuelos 2021).

Por último, la UICN sitúa a esta especie bajo la categoría “Preocupación menor (LC)” tanto a nivel mundial (2008) como a nivel de la Unión Europea (2009). Su principal amenaza son los atropellos, consecuencia de su carácter tigmotermo que atrae a los ejemplares al calor que desprenden las carreteras. Aunque sus poblaciones también se han visto afectadas por la degradación de sus hábitats.

Método de trampeo

Teniendo en consideración el objetivo específico de nuestro trabajo -determinar los factores de selección del hábitat de una especie en particular- resulta necesario evitar la subjetividad que inevitablemente se aporta en los muestreos dirigidos (Ferson y Burgman 2000). Por tanto, en este trabajo se empleará un método probabilístico, considerando que su aplicación es objetiva y evita los sesgos generados por la determinación “*a priori*” usada en otros tipos de muestreos no probabilísticos (Boitani y Fuller 2000; Ferson y Burgman 2000; Otzen y Manterola 2017). Asimismo, el muestreo probabilístico sistemático evita suponer que existirán diferencias en cada estrato aparente -como presenta intrínsecamente el muestreo estratificado (Padilla 2016)-, igualando toda la muestra (N) a la misma probabilidad de que determinado suceso ocurra (Villagran et al. 2002; Otzen y Manterola 2017). Nosotros aplicamos el muestreo sistemático no alineado pues combina las ventajas de la cuadrícula regular con la aleatorización (Southwood 1995; Triomphe 2008). Resulta ser un método muy eficaz al permitir que la parcela o punto de muestro no tenga que ubicarse necesariamente en el centro de la cuadrícula o cruce de las líneas de la grilla. Esta flexibilidad posibilita evitar el sol directo, zonas inundables, zonas muy expuestas, posibilidad de colocación de cámaras, etc.

Para un intervalo de confianza del 95%, finalmente se calculó un total de $n=364$ parcelas de muestreo de 16 ha (400x400 m) (Ramírez et al. 2014). No obstante, y para evitar parcelas inservibles (Greenwod 1996; Ferson y Burgman 2000), se restaron aquellas que ocupaban en su totalidad zonas de pedregales de descomposición con elevada inestabilidad (55,7 ha) o zonas agrícolas en barbecho con ausencia absoluta de vegetación (138,3 ha) (mediciones propias), fijándose un total de $n=361$.

Una vez diseñado el muestreo, en cada parcela se establecieron dos técnicas de obtención de datos: trampas de captura en vivo y captura manual de ejemplares. Las trampas de captura consisten básicamente en una caja con dos dependencias, una de las cuales alberga el cebo vivo y la otra posibilita la entrada de la culebra, pero no permite el acceso al cebo (Consell d'Eivissa 2016) (Figura 3). Una de cada cinco trampas se monitorizó con cámaras de registro fotográfico (Figura 4), lo que permitió el cálculo de la capturabilidad (k), es decir, la proporción de ejemplares que fueron capturados en relación con los que fueron atraídos por la trampa (Magurran 2004).



Figura 3. Trampa de captura utilizada en el estudio, donde se observa la compartimentación y los individuos capturados. Foto: I. Martín.



Figura 4. Imagen grabada por una de las cámaras de registro fotográfico donde un ejemplar adulto de culebra bastarda accede al compartimento interior de la trampa. Foto: I. Martín.

Adicionalmente al uso de las trampas de captura, en todas las parcelas se prospectó su superficie completa en busca de individuos.



Figura 5. Ejemplar de culebra bastarda capturado y al que se le está insertando el microchip. Foto: I. Martín.

Todos los ejemplares capturados, por cualquiera de las dos técnicas, fueron marcados mediante un microchip identificativo tipo MUSICC 12 mm ISO (25), lo que permitió también un seguimiento de sus datos identificativos y biométricos en las sucesivas recapturas. Los microchips subcutáneos se inyectaron en el tercio superior izquierdo (Figura 5).

Variables ambientales

A la hora de seleccionar las variables ambientales a utilizar en el modelo, se han tenido en cuenta diversos aspectos, como los datos disponibles, las características de la ecología de la especie y los factores que pueden influir en la distribución de la especie (Carranza et al. 2006; Moreno-Rueda y Pleguezuelos 2007; Feriche et al. 2008; Moreno-Rueda et al. 2009). Tras dicho proceso de selección, se han propuesto 25 variables ambientales para ser utilizadas en el modelo de distribución (Tabla 1). El Datum utilizado para todos los archivos ráster y vectorial es el European Terrestrial Reference System 1989 – ETRS89 y el Sistema de Coordenadas Geográficas el UTM para el Huso 30N.

Tabla 1. Lista y características de las variables ambientales utilizadas en el estudio. Elaboración propia.

Variable	Definición	Unidades	Fuente
Altitud	Altitud	Metros (m)	ArcGIS
Slope_avg	Pendiente	Porcentaje (%)	ArcGIS
Slope_max	Máxima pendiente	Porcentaje (%)	ArcGIS
Slope_min	Mínima pendiente	Porcentaje (%)	ArcGIS
Aspect	Orientación	Grados (°)	ArcGIS
Rad	Radiación solar	WH/m ²	ArcGIS
Pp	Precipitación mensual	Milímetros (mm)	Estación meteorológica
Twi	TWI	-	ArcGIS
-	Tipo de vegetación	-	Trabajo de campo
Idtime	Temporal	-	-
Max	Temperatura máxima mensual	Grados centígrados (°C)	Estación meteorológica
Min	Temperatura mínima mensual	Grados centígrados (°C)	Estación meteorológica

Los datos de precipitación mensual, temperatura máxima y temperatura mínima se han obtenido de la Estación Meteorológica del Centro de Quintos de Mora para el período 2016-2021. La cercanía de la estación a los puntos de trapeo aumenta la veracidad de los datos y permite omitir el proceso de interpolación entre datos obtenidos en otras estaciones meteorológicas que estén instaladas fuera del ámbito de estudio. Una vez en posesión de los datos, el siguiente paso fue integrarlos en la capa shape (.shp) con los puntos de observación de la culebra bastarda, teniendo en cuenta la fecha en que se produjo el avistamiento.

Los datos de elevación se han generado a partir del Modelo Digital del Terreno 1ª Cobertura con paso de malla de 5 m (MDT05), disponible de forma gratuita en la página web Centro de Descargas del Centro Nacional de Información Geográfica – CNIG (<http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>). Este MDT05 se ha obtenido por interpolación a partir de la clase terreno del vuelo LIDAR de la primera cobertura del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA). La herramienta “*Extract Values to Points*” nos ha permitido extraer los valores del archivo ráster (ASCII matriz ESRI - .asc), para cada una de las celdas, basados en un conjunto de entidades (en este caso los puntos de avistamiento de bastarda). La entidad de salida contiene en su tabla de atributos los valores de las celdas (ESRI 2022). El MDT05 se ha utilizado también como base para la obtención de algunas de las variables desarrolladas a continuación.

Los datos de orientación se han obtenido a través de una de las herramientas de análisis espacial del software ArcGIS, utilizando el archivo ráster MDT05. Esta herramienta calcula la dirección de la pendiente descendente. Los valores de las celdas del ráster de salida indican la dirección de la brújula a la que apunta la superficie en esa ubicación. Se mide en el sentido de las agujas del reloj, en grados de 0 (hacia el norte) a 360 (hacia el norte, nuevamente), formando un círculo completo. Las superficies planas adquieren el valor -1 al no tener dirección de pendiente descendente. Conocer los valores de la orientación puede darnos una idea de la

cantidad de luz solar que llega a una superficie determinada e indirectamente del grado de humedad presente en ese ambiente (ESRI 2022).

Los datos de pendiente se han elaborado a través de otra de las herramientas de análisis espacial del software ArcGIS, utilizando el archivo ráster MDT05. Para cada celda, esta herramienta calcula la tasa máxima de cambio en los valores de elevación sobre la distancia entre la celda y sus ocho celdas vecinas, e identifica el descenso más empinado desde la celda en la que se están llevando a cabo los cálculos. Los resultados pueden representarse en base a dos unidades: grados o porcentaje (ESRI 2022). En este caso, se ha considerado que los datos en forma de porcentaje son más fácilmente representables e interpretados.

Los datos de radiación solar se han generado, como en los casos anteriores, a través de otra de las herramientas de análisis espacial del software ArcGIS, utilizando el archivo ráster MDT05. Esta herramienta calcula la insolación en un paisaje o en ubicaciones específicas, basándose en métodos de algoritmos de cuenca visual hemisférica (Rich et al. 1994; Fu 2000; Rich y Fu 2000; Fu y Rich 2003). Los valores de radiación total calculada para una ubicación o un área en particular se proporcionan como radiación global. Debido a que la radiación solar varía a lo largo de los días y las estaciones, al correr la herramienta se han dividido las entidades de puntos respecto a los datos de avistamientos de bastarda, según los meses en que se llevaron a cabo. De esta forma se pretende disminuir el error al extrapolar los datos (ESRI 2022).

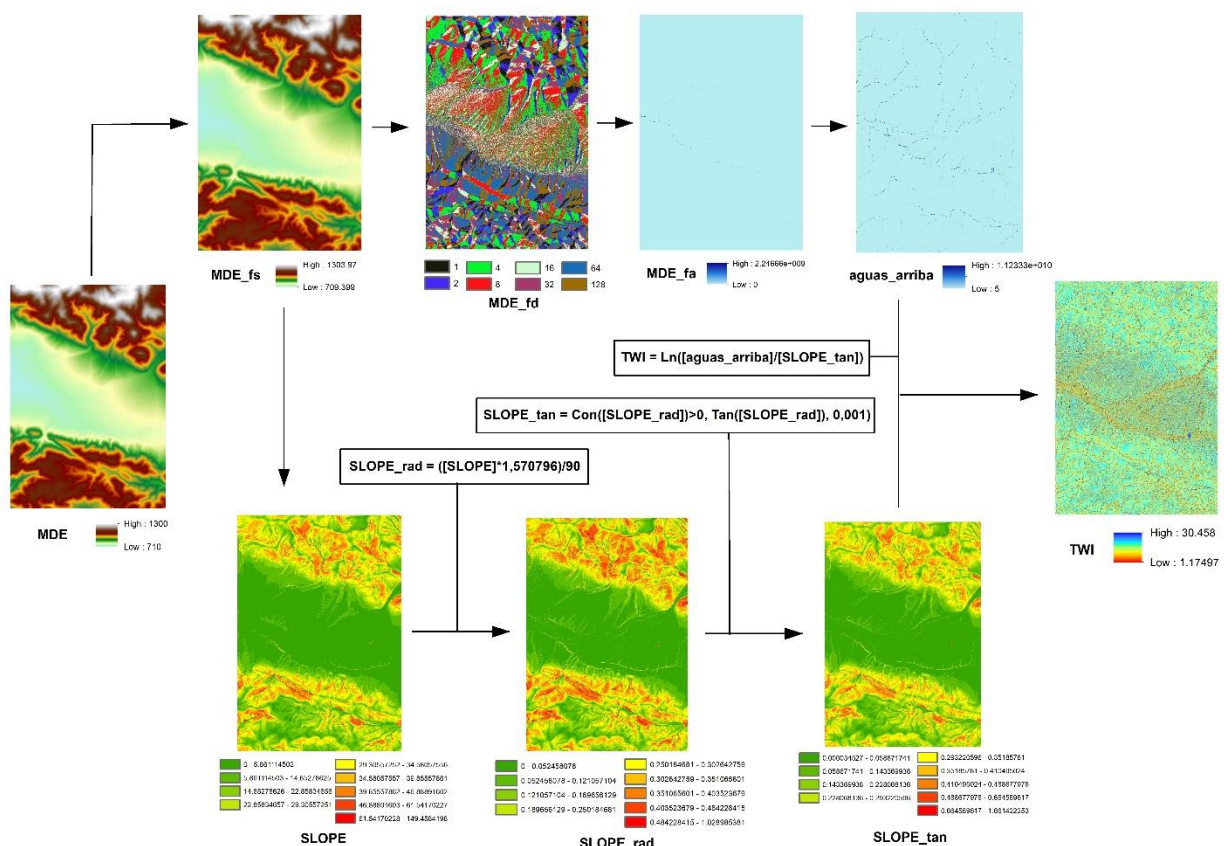


Figura 6. Esquema del procedimiento desarrollado para el análisis topográfico del cálculo del ITH. Elaboración propia.

Los datos del Índice Topográfico de Humedad (ITH) se han elaborado siguiendo el procedimiento representado en la Figura 6, a partir de los datos de algunas variables anteriormente descritas (pendiente y MDE) y una serie de herramientas de análisis y cálculo del software ArcGIS. Este índice permite identificar los lugares donde se reúne la mayor concentración de humedad o las zonas de acumulación de agua. Los valores de la entidad de salida estarán relacionados con la humedad edáfica del territorio analizado, reflejando la tendencia de ese suelo a generar escurrimientos (Roa-Lobo y Kamp 2012). Los valores altos de ITH indican mayores áreas drenadas y menores pendientes, estableciendo las zonas de concentración del escurrimiento. Por el contrario, las zonas con pendientes pronunciadas y buen drenaje, manifestarán valores bajos de ITH, característicos de zonas secas (Roa-Lobo y Kamp 2012; Mattivi et al. 2019).

Por último, los datos de vegetación se han obtenido a partir de la información recopilada durante los trabajos de campo y la Ortofoto PNOA Máxima Actualidad del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea, disponible de forma gratuita en la página web Centro de Descargas del Centro Nacional de Información Geográfica – CNIG (<http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>). La vegetación se ha clasificado en 12 categorías (Tabla 2), en función de los diversos estratos y las especies presentes en el territorio estudiado, facilitando así su interpretación.

Tabla 2. Descripción de las clases de vegetación utilizadas en el modelo. Elaboración propia.

Código	Clase	Definición	Descripción
1	Veg_ALO1	Bosque de frondosas	CUB_ARBOL = >70% o 20-70% SPP ARBOREAS: <i>Quercus</i> sp.
2	Veg_ALO2	Bosque de coníferas	CUB_ARBOL = >70% o 20-70% SPP ARBOREAS: <i>Pinus</i> sp.
3	Veg_ALO3	Bosque mixto	CUB_ARBOL = >70% o 20-70% SPP ARBOREAS: <i>Pinus</i> sp. + <i>Quercus</i> sp.
4	Veg_ALO4	Matorral arbolado	CUB_ARBOL \approx CUB_MATO o CUB_ARBOL < CUB_MATO SPP ARBOREAS: <i>Quercus</i> sp.
5	Veg_ALO5	Matorral alto	CUB_MATO = >70% o 20-70% SPP MATORRAL: <i>Arbutus</i> sp. y <i>Cistus</i> sp.
6	Veg_ALO6	Matorral bajo	CUB_MATO = >70% o 20-70% SPP MATORRAL: <i>Thymus</i> sp.
7	Veg_ALO7	Pastizal natural	CUB_HERBA = >70% o 20-70%
8	Veg_ALO8	Espacios con escasa vegetación	CUB_ARBOL/ CUB_MATO/ CUB_HERBA = <5%
9	Veg_ALO9	Superficie artificial	Infraestructuras, construcciones, canteras, etc.
10	Veg_ALO10	Pastizal arbolado	CUB_HERBA = >70% o 20-70% CUB_ARBOL = 20-70% o <5%
11	Veg_ALO11	Agrícola	Señales de laboreo
12	Veg_ALO12	Roquedo	Presencia de afloramientos rocosos

* CUB_ARBOL: cobertura arbolada; CUB_MATO: cobertura matorral; CUB_HERBA: cobertura herbácea; SPP: especies

Modelo espacio-temporal

El modelo seleccionado para el análisis es un modelo epidemiológico, común en el análisis de áreas pequeñas para determinar el patrón espacial de un determinado evento y, a su vez, identificar áreas caracterizadas por un nivel inusual de alto o bajo riesgo (Pascutto et al. 2000; Lawson 2013).

Para un área i -th, la presencia de individuos y_i está modelada como:

$$y_{it} \sim \text{Bernouilli}(\pi_{it})$$

donde π_{it} es la probabilidad de presencia de un individuo.

Después en escala logarítmica se especifica un modelo lineal, donde se incluyen las diferentes variables (α) y el proceso espacio-temporal y sus interacciones, las cuales pueden explicar las diferencias de tendencia temporal para las diferentes áreas:

$$\pi_{it} = \alpha + u_i + v_i + \gamma_t + \phi_t + \delta_{it}$$

Hay varias formas de definir el término de interacción: aquí se asume que los dos efectos no estructurados v_i y ϕ_t interactúan. Se reescribió la matriz de precisión como el producto del escalar τ_v (o τ_ϕ) y la llamada matriz de estructura F_v (o F_ϕ), que identifica la estructura vecina; aquí la estructura de la matriz F_δ puede factorizarse como el producto de Kronecker de la matriz de estructura v y ϕ (Clayton 1996): $F_\phi = F_v \otimes F_\phi = I \otimes I = I$ (porque ambos v y ϕ no están estructurados). En consecuencia, no asumimos ninguna estructura espacial y/o temporal en la interacción y, por tanto, $\delta_{it} \sim \text{Normal}(0, \tau_\phi)$ – consulte (Knorr-Held 2000) para obtener una descripción detallada de otras especificaciones.

En el modelo presentado se asume la especificación por defecto de R-INLA para la distribución de los hiperparámetros; por lo tanto $\log \tau_v \sim \log \text{Gamma}(1, 0.0005)$ y $\log \tau_\phi \sim \log \text{Gamma}(1, 0.0005)$. Además, especificamos un $\log \text{Gamma}(1, 0.0005)$ antes de la precisión logarítmica de la “random walk” y de los dos efectos no estructurados (Blangiardo y Cameletti 2015).

Para evaluar el ajuste del modelo, se ha aplicado el criterio de información de Watanabe-Akaike (WAIC) (Watanabe 2010). WAIC se sugirió como una alternativa apropiada para estimar la expectativa fuera de la muestra en un enfoque completamente bayesiano. Este método comienza con el logaritmo calculado de la densidad predictiva puntual y luego agrega una corrección para el número efectivo de parámetros para ajustar por sobreajuste (Gelman y Shalizi 2013). El criterio de información de Watanabe-Akaike funciona sobre la densidad de probabilidad predictiva de las variables detectadas más que sobre el parámetro del modelo; por lo tanto, se puede aplicar en modelos estadísticos singulares (es decir, modelos con parametrización no identificable) (Li et al. 2016).

Se ha utilizado la Integrated Nested Laplace Approximation (INLA) implementada en R-INLA dentro del software estadístico R (versión 3.6.0).

Resultados

Ejemplares capturados

Se han conseguido reunir un total de 231 registros de distribución, durante un periodo de tiempo que comprende los años 2016-2021, ambos incluidos (Figura 7). Entre los ejemplares capturados predominan los machos (53%) respecto a las hembras (33%), seguido de los juveniles (10%) y un pequeño porcentaje que quedó por sexar (4%).

En cuanto a sus características físicas, el tamaño de los diversos individuos oscila alrededor de los 108 cm, con tamaños mayores en los ejemplares machos (media: 117.5 cm) frente a las hembras (media: 100 cm). Del mismo modo, los machos alcanzan valores de peso superiores (media: 146 g) a los de las hembras (media: 100 g) (Figura 8). En este caso, la diferenciación se debe al dimorfismo sexual presente en la especie.

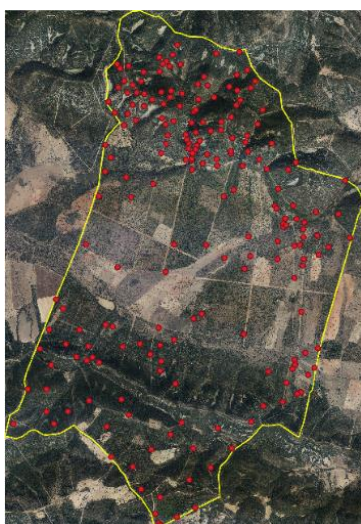


Figura 7. Mapa con la distribución de las capturas de culebra bastarda. Elaboración propia.

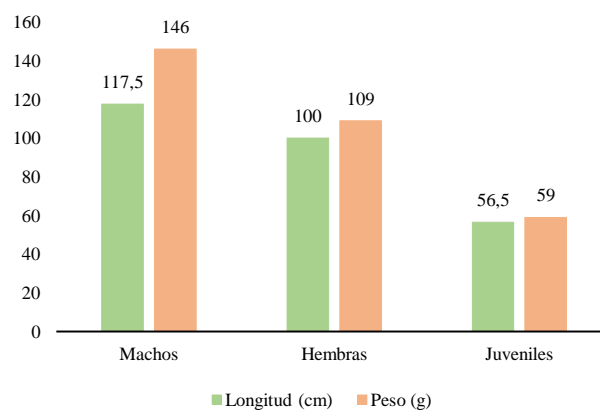


Figura 8. Gráfico con las características de los individuos capturados de la especie. Elaboración propia.

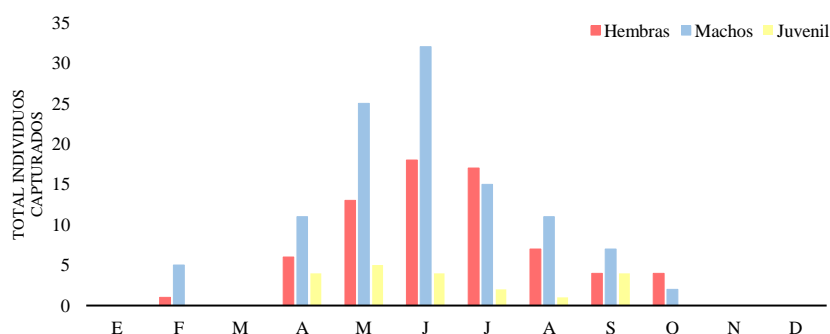


Figura 9. Gráfico con la distribución de los individuos capturados durante el periodo 2016-2021, clasificados por sexo y mes de la captura. Elaboración propia.

Por otro lado, el número de individuos capturados durante los 6 años en los que se ha realizado el muestreo no ha sido constante. Las mayores capturas se han realizado durante los meses de verano (marzo-julio), especialmente en el mes de junio (Figura 9).

Variables ambientales

Se seleccionaron para el análisis un total de 25 variables ambientales (Tabla 1 y Tabla 2), tanto climáticas como biofísicas. De estas, tres fueron descartadas por no poder ser estandarizadas a las diversas áreas pequeñas en las que se ha dividido el territorio estudiado. Respecto al resto, el modelo identificó siete variables ambientales como relevantes a la hora de explicar la distribución de la especie dentro del Centro de Quintos de Mora. Dichas variables son la precipitación mensual, la máxima y mínima pendiente, el tiempo y la presencia de bosque de frondosas, bosque mixto y espacios con escasa vegetación. El resto han demostrado tener un carácter aleatorio.

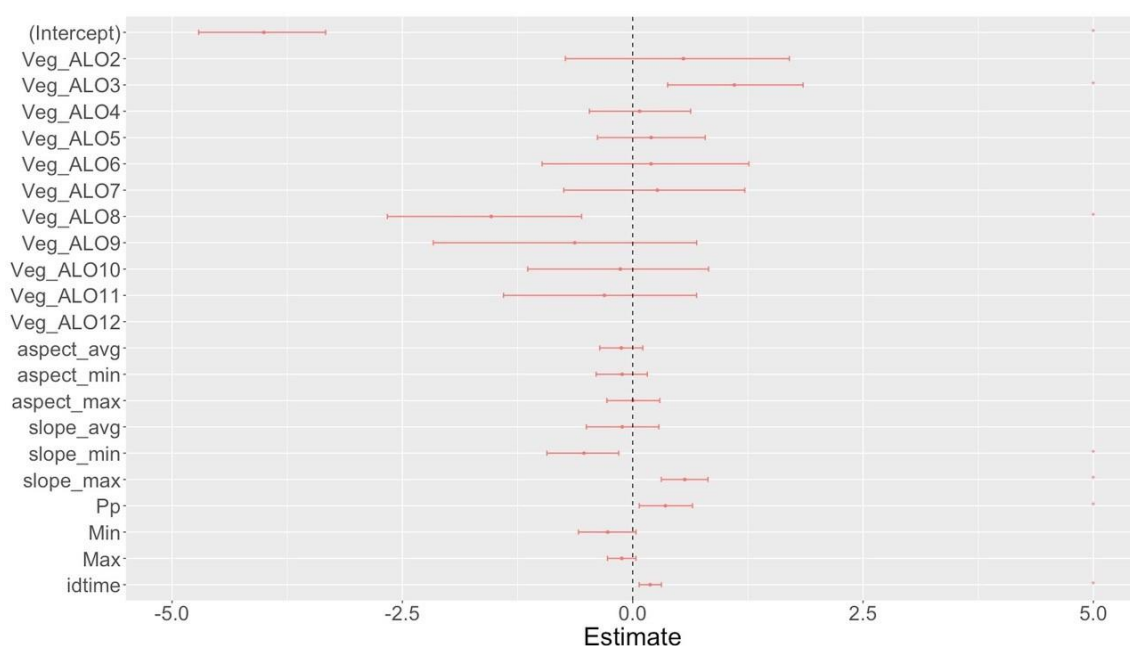


Figura 10. Diagrama de cajas que muestra la influencia de las variables sobre la presencia de culebra bastarda. Las variables localizadas a la izquierda de la media ejercen un impacto negativo sobre la presencia de la especie. Las variables ubicadas a la derecha de la media influyen de forma positiva sobre la distribución de la especie. Las variables que se encuentran dentro de la media no contribuyen a la presencia de la especie. Elaboración propia.

Dentro de las variables significativas, dependiendo de su localización respecto al 0 (Figura 10), ejercen un impacto positivo o negativo en la distribución de la culebra. La presencia de bosques mixto, la precipitación mensual, la máxima pendiente y el tiempo se encuentran en el margen derecho del gráfico, por lo que influyen positivamente en la probabilidad de encontrar ejemplares. Por el contrario, la presencia de bosques de frondosas y los espacios con escasa vegetación, además de la mínima pendiente, al estar ubicadas en el margen izquierdo, influyen negativamente sobre la distribución de la especie. Cabe añadir que, aunque no queda incluida dentro de las variables significativas, la temperatura mínima y máxima está situada casi en su totalidad en el margen izquierdo del gráfico, lo cual indica que, en general, influye de forma negativa sobre la presencia de la especie.

Además de la posición de las variables respecto al 0, también es interesante analizar la amplitud de los intervalos de confianza. De entre las variables significativas, la máxima pendiente, precipitación y tiempo

presentan un intervalo más pequeño, lo cual es indicativo de una mayor homogeneidad entre los valores de los datos analizados. En cambio, aquellas variables con una mayor amplitud son menos predecibles, como es el caso del bosque de frondosas, el bosque mixto y los espacios con escasa vegetación.

Modelo de distribución

Durante el proceso de elaboración del modelo se plantearon una serie de problemas que requirieron de su reajuste.

Inicialmente se propuso manejar los datos de manera individualizada, tratando la presencia geográfica de cada individuo independientemente, junto a los datos para cada una de las variables ambientales. Este modelo, aunque prometedor, manifestó problemas debido al volumen de ausencias distribuidas en el área de estudio y la variabilidad de los puntos a lo largo del tiempo en los diferentes muestreos.

Por este motivo, se decidió introducir un modelo epidemiólogo de áreas pequeñas, lo cual ayudó a estandarizar el espacio, usando las áreas del mapa de vegetación como unidades de muestreo. Este nuevo enfoque obligaba a trabajar con las variables a nivel de área en lugar de coordenadas geográficas, como requería el modelo inicial.

Una vez definida la estructura del modelo, se procedió a modelizar la abundancia de la especie, incluyendo el conteo de individuos por año en cada unidad de muestreo. Para este enfoque se definió una respuesta de Poisson acorde a la abundancia. Sin embargo, debido al exceso de ceros por volumen de ausencias, los resultados obtenidos en el modelo espacio temporal no fueron concluyentes.

Finalmente, debido al exceso de ceros en la distribución que afectaban el ajuste y las predicciones en el modelo, se procedió a ajustar el modelo a una distribución binomial o Bernouilli, registrando presencia/ausencia de individuos en cada una de las áreas de muestro establecidas.

Distribución de la especie

Los resultados sobre la distribución que adquiere la especie en el Centro de Quintos de Mora se representan en forma de probabilidad de encontrar culebra bastarda para cada una de las áreas establecidas a partir de la clasificación de la vegetación (Figura 11).

Como se puede observar en la Figura 11, la distribución de la especie no se produce de forma homogénea por todo el territorio estudiado. Se observa una predisposición por establecerse en los ecosistemas localizados en las sierras montañosas (Sierra de los Torneros y Sierra del Pocito) y las zonas adyacentes, rechazando en su mayoría las zonas que comprenden la raña. Aun así, en la zona central también existe probabilidad de encontrar ejemplares, aunque con menor intensidad que en las sierras. Por otro lado, su distribución entre ambas zonas montañosas tampoco se produce de la misma forma, sino que la superficie con altas probabilidades de albergar ejemplares es mayor en la sierra de los Torneros (norte) con respecto a la Sierra del Pocito (sur).

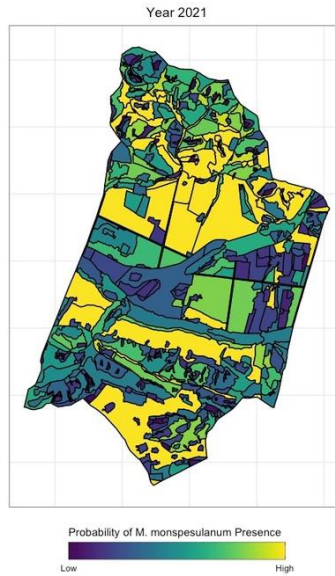


Figura 11. Resultados sobre la distribución de la culebra bastarda en el territorio del Centro de Quintos de Mora. Los colores azulados indican una baja probabilidad de encontrar la especie en esa superficie. Los colores amarillentos indican una alta probabilidad de encontrar un ejemplar de la especie en esa área del territorio. Elaboración propia.

Asimismo, se ha percibido que el factor de vecindad entre parcelas favorece la presencia de culebra bastarda. En la Figura 11 se puede observar como las áreas con mayor probabilidad de encontrar ejemplares de la especie se localizan en las proximidades de otras zonas que también manifiestan valores altos de probabilidad. Asimismo, la coloración se vuelve cada vez más azul oscuro (baja probabilidad de presencia) conforme aumenta la distancia a las áreas de color amarillo (alta probabilidad de presencia).

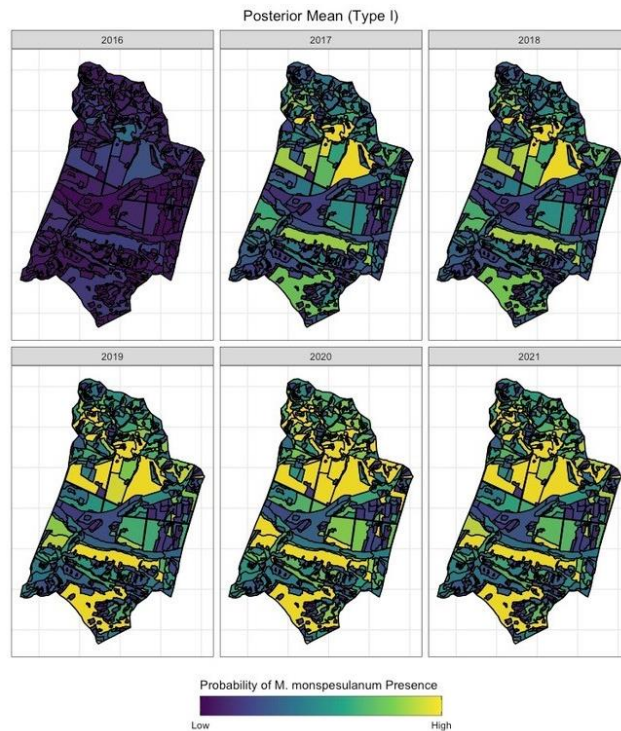


Figura 12. Mapa de probabilidad media de presencia de individuos de culebra bastarda para cada polígono de vegetación durante los años 2016-2021. Elaboración propia.

Por último, si se analiza la evolución de los datos a lo largo de los seis años de muestreo, se puede observar cómo el modelo se vuelve cada vez más preciso conforme aumenta el esfuerzo de muestreo (Figura 12).

Discusión

Los resultados obtenidos en el estudio demuestran que, para el caso del Centro de Quintos de Mora, la probabilidad de encontrar culebra bastarda va a estar influenciada por las condiciones climáticas y biofísicas del territorio. De entre las variables climáticas, la temperatura y la precipitación suelen ser las más representativas en los estudios con modelos de distribución en serpientes (Guisan y Hofer 2003; Santos et al. 2009; Ananjeva et al. 2015; González-Fernández et al. 2018; Alatawi et al. 2020; Ficetola et al. 2020; Cantrelle et al. 2021).

Aunque en el presente estudio los resultados sobre la temperatura no han sido significativos, sí que se ha observado que en la mayoría de los casos ejerce un impacto negativo sobre la probabilidad de encontrar ejemplares de la especie, lo cual es de esperar en organismos ectotermos que dependen de la temperatura exterior para regular su temperatura corporal y sus patrones de actividad. En el caso de la culebra bastarda, las hembras pueden soportar rangos de temperatura entre 14.3-39.5°C y los machos 14.0-40.0°C (Pleguezuelos 2021). Es por ello que los valores de temperatura que se encuentren fuera de este rango pueden influir en la actividad de esta especie y, por tanto, en su capacidad dispersiva. En el caso de la precipitación, los valores más altos están asociados a mayores probabilidades de encontrar ejemplares. Esta interacción entre las dos variables está relacionada con la vegetación y la cantidad de alimento. Durante los periodos de abundantes precipitaciones la vegetación experimenta un crecimiento notable, propiciando un aumento en las poblaciones de las especies que sirven de alimento a la culebra bastarda.

Por lo que respecta a las condiciones biofísicas, el Centro de Quintos de Mora alberga una gran diversidad de microhábitats con diferentes tipos de vegetación. Aunque la especie tiene una amplia plasticidad para colonizar biotipos muy diversos (Pleguezuelos 2021), los resultados apuntan una preferencia por las zonas con pendientes acusadas y presencia de especies vegetales típicas de los bosques mixtos. Por el contrario, la probabilidad de encontrar ejemplares disminuye en aquellas zonas con escasa vegetación. Analizando las características del territorio estudiado, la mayor parte de la superficie que compone la raña (poca inclinación) está ocupada por vegetación adhesionada con escasa cobertura vegetal, lo cual hace de esta zona un ecosistema donde escasean los refugios y abunda el ganado (ciervo). Aunque la culebra bastarda tiene un carácter eurífago, lo cual la dota de la capacidad de adaptar su dieta a la disponibilidad de presas, en su mayoría se alimenta de otros reptiles como el lagarto ocelado y, como la mayoría de especies animales, requiere la presencia de refugios para su proliferación, además de para protegerse de los depredadores (Grillet et al. 2010). A la falta de alimento y refugio, se añade el factor antrópico, ya que la raña alberga la mayor parte de la superficie del Centro que ha estado alterada por la actividad humana.

Es por ello que, cuando se trata de ambientes modificados por los humanos, la culebra prefiere habitar zonas con mayores concentraciones de vegetación (Monrós 1997). En nuestro caso, las zonas menos afectadas por la acción humana son los relieves montañosos, localizados al norte y al sur del territorio estudiado, y las áreas adyacentes, justo las zonas con las probabilidades más altas de encontrar ejemplares de esta especie (Figura 12). Asimismo, se observa una clara predisposición de la especie por ocupar con mayor intensidad la Sierra de los Torneros (norte), y sus zonas adyacentes, en comparación con la Sierra del Pocito (sur).

Tras el análisis exhaustivo de los resultados obtenidos podemos afirmar que los modelos de mapeo espacio-temporal de enfermedades han resultado ser de utilidad en el campo de la ecología. En nuestro caso, este tipo de modelo ha permitido obtener datos sobre la probabilidad de encontrar ejemplares de culebra bastarda con tan solo 231 registros y 22 variables ambientales, que engloban datos climáticos y biofísicos. Además, nuestros resultados se asemejan a los ya obtenidos en otros estudios realizados con serpientes (Guisan y Hofer 2003; Santos et al. 2009; Ananjeva et al. 2015; González-Fernández et al. 2018; Alatawi et al. 2020; Ficetola et al. 2020; Cantrelle et al. 2021), lo cual es indicativo de la veracidad de la información generada por el modelo utilizado. Por el contrario, el modelo también presenta una serie de limitaciones. El uso exclusivo de registros de presencia supuso que una gran parte de la superficie del área a estudiar estuviera desprovista de datos, tanto de la especie como de las variables ambientales. Esta falta de registros generó un grave problema de ausencias (0s), que tuvo que ser solucionado unificando los datos en áreas pequeñas, en este caso las áreas con los diferentes tipos de vegetación, pero también se podría haber utilizado un “*grid*”. Agrupar los datos en superficies limita el proceso de selección de las variables a aquellas cuyos datos se puedan estandarizar por áreas. Este inconveniente dificultó la inclusión de las variables radiación, índice topográfico de humedad (TWI) y orientación en el presente estudio, aunque se consideraban relevantes para explicar la distribución de la especie estudiada y habían sido utilizadas en otros estudios con otras especies de serpiente (Guisan y Hofer 2003; Tytar et al. 2015; Ficetola et al. 2020).

Por último, el volumen de registros obtenidos durante el trabajo de campo ha demostrado que el método utilizado para realizar las capturas ha sido efectivo para el caso de la culebra bastarda. El grado de capturabilidad dependerá de la especie objetivo, ya que las especies con comportamientos esquivos, bajas tasas de actividad o simplemente con una amplia capacidad dispersiva, son más difíciles de muestrear (Kidwai et al. 2019; Ficetola et al. 2020), un aspecto a tener en cuenta a la hora de escoger el método de trampeo. Aunque los resultados han sido favorables, durante el trabajo de campo y gracias a la colocación de cámaras en algunas de las trampas, se observó que la población de juveniles no visitaba las trampas con la misma intensidad que los ejemplares adultos. Esto es debido a que, durante las primeras etapas de su vida, los ejemplares jóvenes se alimentan principalmente de reptiles, y durante los trampeos, el cebo utilizado estaba compuesto por ratones de campo (*Apodemus sylvaticus* Linnaeus, 1758). Es por lo que, para futuros estudios con culebra bastarda, es recomendable incorporar cebos específicos para capturar ejemplares juveniles, como lagartijas o saltamontes, y así solucionar este problema. Por otro lado, y aunque se ha tenido en cuenta en el modelo, las cámaras colocadas en algunas de las trampas también han captado ejemplares de culebra bastarda

que, tras haber encontrado las cajas trampa, no han sido capaces de acceder a su compartimento interior. Aún así, los datos obtenidos mediante el uso de estas trampas han sido suficiente para obtener información acerca de las preferencias de hábitat para esta especie.

Por último, la diferencia en la proporción de machos respecto a hembras capturadas al final del trabajo de campo es la consecuencia de realizar el muestreo durante la época de reproducción y el periodo de puesta de esta especie. Asimismo, esta diferenciación también varía a lo largo de los meses. Por ejemplo, el periodo de hibernación de los machos es más breve que el de las hembras. Como consecuencia, la proporción de capturas de ejemplares machos es más alta, con respecto a las hembras, durante los primeros meses del año. Por otro lado, en los meses de marzo a mayo los machos son más frecuentes porque durante ese periodo se desempeñan combates por las hembras reproductoras del territorio. En cambio, durante los meses de junio y agosto predominan las hembras debido a los desplazamientos que realizan durante este periodo en busca de un lugar donde depositar los huevos (Figura 9).

Conclusiones

Si el ser humano no modifica su actual estilo de vida, el número de especies en riesgo de extinción va a seguir aumentando en todo el mundo. Los modelos de distribución de especies ofrecen a los técnicos una herramienta para poder identificar sus requerimientos ecológicos y diseñar medidas de conservación más ajustadas a sus necesidades, aumentando así su tasa de éxito. Para el caso de la culebra bastarda, el modelo de distribución aplicado en el presente estudio ha sido capaz de generar información relevante en la distribución y selección del hábitat. Es por lo que creemos necesario continuar desarrollando estudios con el enfoque aquí presentado para asegurar la supervivencia de las poblaciones actuales y ofrecer a la especie nuevos territorios a colonizar.

Agradecimientos

Para finalizar, quiero manifestar mi gratitud a todas aquellas personas que han hecho posible, de alguna forma, la conclusión de este estudio.

A Ignacio Martín Sanz, por haber accedido a ser mi director cuando el tiempo corría en mi contra y ofrecerme un tema tan interesante cómo es la selección del hábitat. De ti he aprendido lo especial y enriquecedor que es el mundo de la zoología.

A Oscar Rodríguez de Rivera Ortega, por querer formar parte de este trabajo sin conocerme e invertir su tiempo en él. También es de agradecer lo paciente que has sido conmigo cuando trabajábamos con los datos estadísticos.

A Salvador Rebollo de la Torre, por aceptar ser mi tutor académico en las circunstancias en las que se lo pedí.

A las personas de mi alrededor, por soportar los momentos difíciles durante todo el proceso de elaboración y animarme a seguir adelante.

Por último, al gestor del Centro de Quintos de Mora por poner a mi disposición toda la información que he ido necesitando durante el desarrollo del trabajo.

Referencias

- Abolmaali, S.M.R., Tarkesh, M., Bashari, H. 2018. MaxEnt modeling for predicting suitable habitats and identifying the effects of climate change on a threatened species, *Daphne mucronata*, in central Iran. *Ecological Informatics* 43: 116-123.
- Alatawi, A.S., Gilbert, F., Reader, T. 2020. Modelling terrestrial reptile species richness , distributions and habitat suitability in Saudi Arabia. *Journal of Arid Environments* 178: 104153.
- Ananjeva, N.B., Golynsky, E.E., Lin, S.M., Orlov, N.L., Tseng, H.Y. 2015. Modeling habitat suitability to predict the potential distribution of the Kelung Cat Snake *Boiga kraepelini* Steineger, 1902. *Russian Journal of Herpetology* 22: 197-205.
- Baonza Díaz, J., Caparrós Callejo, R., García Medina, N., Martínez García, F., Gómez Manzaneque, F. 2010. Flora vascular de los Quintos de Mora (Los Yébenes, Toledo). *Ecología* 23: 39-58.
- del Barrio, G., Harrison, P.A., Berry, P.M., Butt, N., Sanjuan, M.E., Pearson, R.G., Dawson, T. 2006. Integrating multiple modelling approaches to predict the potential impacts of climate change on species' distributions in contrasting regions: Comparison and implications for policy. *Environmental Science and Policy* 9: 129-147.
- Benayas, J.M.R., Montaña, E.D. La, Belliure, J., Eekhout, X.R. 2006. Identifying areas of high herpetofauna diversity that are threatened by planned infrastructure projects in Spain. *Journal of Environmental Management* 79: 279-289.
- Blangiardo, M. y Cameletti, M. 2015. Spatial and spatio-temporal Bayesian models with R-INLA. *John Wiley & Sons*.
- Boets, P., Lock, K., Goethals, P.L.M. 2013. Modelling habitat preference, abundance and species richness of alien macrocrustaceans in surface waters in Flanders (Belgium) using decision trees. *Ecological Informatics* 17: 73-81.
- Böhm, M., Collen, B., Baillie, J.E.M., Bowles, P., Chanson, J., Cox, N., Hammerson, G. et al. 2013. The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation* 157: 372-385.
- Böhm, M., Williams, R., Bramhall, H.R., Mcmillan, K.M., Davidson, A.D., Garcia, A., Bland, L.M. et al. 2016. Correlates of extinction risk in squamate reptiles: The relative importance of biology, geography, threat and range size. *Global Ecology and Biogeography* 25: 391-405.
- Boitani, L. y Fuller, T. 2000. Research techniques in animal ecology: controversias and consequences. Columbia University Press, New York. ISBN 97-80231-50139-2.
- Brotons, L., Pla, M., Villero, D., Ruíz-Olmo, Camps, D. 2009. *El uso de la modelización espacial para la gestión del territorio. El proyecto CARTOBIO: cartografía de especies de conservación prioritaria de*

Cataluña. Cataluña.

- Buse, J., Schröder, B., Assmann, T. 2007. Modelling habitat and spatial distribution of an endangered longhorn beetle - A case study for saproxylic insect conservation. *Biological Conservation* 137: 372-381.
- Cantrelle, K., Hoffman, J.D., Lyons, E. 2021. Species Distribution Modeling and Niche Overlap for the Louisiana Pine Snake (*Pituophis ruthveni*) and Baird's Pocket Gopher (*Geomys breviceps*). *Museum of Texas University*20.
- Carranza, S., Arnold, E.N., Pleguezuelos, J.M. 2006. Phylogeny, biogeography, and evolution of two Mediterranean snakes, *Malpolon monspessulanus* and *Hemorrhois hippocrepis* (Squamata, Colubridae), using mtDNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 40: 532-546.
- Chudzińska, M.E., Van Beest, F.M., Madsen, J., Nabe-Nielsen, J. 2015. Using habitat selection theories to predict the spatiotemporal distribution of migratory birds during stopover - a case study of pink-footed geese *Anser brachyrhynchus*. *Oikos* 124: 851-860.
- Confederación Hidrográfica del Guadiana. 2022. Hidrología e Hidrogeología. *Página Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico*. Disponible en: <https://www.chguadiana.es/cuenca-hidrografica/medio-natural/biodiversidad/hidrologia-e-hidrogeologia> [Accedido 27 de enero de 2022].
- Consell d'Eivissa. 2016. Construcción de una trampa para captura de serpientes. Departament de Medi Ambient, Medi Rural i Marí. Eivissa (Illes Balears). Disponible en: www.conselldeivissa.es.
- Costa, A., Basile, M., Crisci, A., Ro, D.S., Posillico, M., Balestrieri, R., Altea, T. 2015. Assessing the abundance of *Salamandrina perspicillata* (Savi, 1821) using spatially and temporally replicated count data. *X Congresso Nazionale Societas Herpetologica Italica*63-69.
- Cubero Rivera, R. 2016. Plan de Gestión de Montes de Toledo, ES4250005/ES0000093 (Toledo y Ciudad Real). Documento 1. 127.
- Duarte, C.M., Alonso, S., Benito, G., Dachs, J., Montes, C., Pardo, M., Ríos, A.F. et al. 2006. *Cambio global. Impacto de la actividad humana sobre la Tierra*. Cyan, Proy. Tigras, P., Asensio, S., Puig-Samper, M. Á., Navas, A., Nieto, G., Martínez, J., Pérez, J., et al. (eds.),. CSIC, Madrid.
- Elith, J., H. Graham, C., P. Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., J. Hijmans, R. et al. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.
- ESRI. 2022. GIS Mapping Software, Location Intelligence & Spatial Analytics. Disponible en: <https://www.esri.com/en-us/home> [Accedido 27 de enero de 2022].
- Eustace, A., Esser, L.F., Mremi, R., Malonza, P.K., Mwaya, R.T. 2021. Protected areas network is not adequate to protect a critically endangered East Africa Chelonian: Modelling distribution of pancake

- tortoise, *Malacochersus tornieri* under current and future climates. *PLoS ONE* 16: 1-18.
- FAO. 2021. *El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura - Sistemas al límite. Informe de síntesis 2021*. Roma.
- Ferliche, M., Pleguezuelos, J.M., Santos, X. 2008. Reproductive ecology of the Montpellier snake, *Malpolon monspessulanus* (Colubridae), and comparison with other sympatric colubrids in the Iberian Peninsula. *Copeia* 279-285.
- Ferson, S. y Burgman, M. 2000 (Eds). *Quantitative methods for conservation biology*. Springer, New York. ISBN: 0-387-94322-6
- Ficetola, G.F., Fanelli, M., Garizio, L., Falaschi, M., Tenan, S., Ghielmi, S.U., Laddaga, L. et al. 2020. Estimating abundance and habitat suitability in a micro-endemic snake: The walser viper. *Acta Herpetologica* 15: 73-85.
- Franch, M., Sebastián, O.S. 2013. A case of cannibalism by an extra large female of *Malpolon monspessulanus* (Montpellier snake) in the Iberian Peninsula. *Herpetology Notes* 6: 379-380.
- Fu, P. 2000. *A geometric solar radiation model with applications in landscape ecology*. University of Kansas.
- Fu, P., Rich, P.M. 2003. A geometric solar radiation model with applications in agriculture and forestry. *Computers and Electronics in Agriculture* 37: 25-35.
- Gelman, A., Shalizi, C.R. 2013. Philosophy and the practice of Bayesian statistics. *British Journal of Mathematical and Statistical Psychology* 66: 8-38.
- Gibbons, J.W., Scott, E., Ryan, T.J., Buhlmann, K.A., Tuberville, T.D., Metts, B.S., Greene, J.L. et al. 2000. The Global Decline of Reptiles, Déjà vu amphibians. *Bioscience* 50: 653-666.
- González-Fernández, A., Manjarrez, J., García-Vázquez, U., D'Addario, M., Sunny, A. 2018. Present and future ecological niche modeling of garter snake species from the Trans-Mexican Volcanic Belt. *PeerJ* 2018: 1-20.
- Gonzalez-Mirelis, G., Ross, R.E., Albretsen, J., Buhl-Mortensen, P. 2021. Modeling the Distribution of Habitat-Forming, Deep-Sea Sponges in the Barents Sea: The Value of Data. *Frontiers in Marine Science* 7: 1-14.
- Greenwood, J.J.D. 1996. Basic techniques. In: Sutherland, W.J. (ed), *Ecological census techniques*. Cambridge University Press. 336 pp. ISBN: 0 521 47815 4
- Grillet, P., Cheylan, M., Thirion, J.M., Doré, F., Bonnet, X., Dauge, C., Chollet, S., Marchand, M.A. 2010. Rabbit burrows or artificial refuges are a critical habitat component for the threatened lizard, *Timon lepidus* (Sauria, Lacertidae). *Biodiversity and Conservation* 19: 2039-2051.

- Guisan, A., Hofer, U. 2003. Predicting reptile distributions at the mesoscale: relation to climate and topography. *Journal of Biogeography* 30: 1233-1243.
- Guisan, A., Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1009.
- Guisan, A., Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Gutiérrez, R. 1994. Predació de niu de Mallerenga Carbonera *Parus major* per Serp Verda *Malpolon monspessulanus*. *Butlletí del Grup Català d'Anellament* 11: 69-70.
- de Haan, C. 1984. Dimorphisme et comportement sexuel chez *Malpolon monspessulanus*. Considérations sur la dénomination subspecifique *insignitus*. *Bulletin de la Société Herpétologique de France* 19-26.
- IPCC. 2021. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S. L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., et al. (eds.),. Cambridge University Press.
- Kessell, S.R. 1979. Phytosociological inference and resource management. *Environmental Management* 3: 29-40.
- Kidwai, Z., Jimenez, J., Louw, C.J., Nel, H.P., Marshal, J.P. 2019. Using N-mixture models to estimate abundance and temporal trends of black rhinoceros (*Diceros bicornis* L.) populations from aerial counts. *Global Ecology and Conservation* 19: e00687.
- Knorr-Held, L. 2000. Bayesian modelling of inseparable space-time variation in disease risk. *STATISTICS IN MEDICINE* 19: 2555-2567.
- Lawson, A.B. 2013. *Bayesian disease mapping. Hierarchical modeling in spatial epidemiology*. Chapman and Hall/CRC.
- Li, L., Qiu, S., Zhang, B., Feng, C.X. 2016. Approximating cross-validators predictive evaluation in Bayesian latent variable models with integrated IS and WAIC. *Statistics and Computing* 26: 881-897.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford
- Manteuffel-Ross, T.M., Stolen, E., Hinkle, C.R. 2018. Abundance and habitat associations of two Florida crayfishes, *Procambarus paeninsulanus* (Faxon, 1914) and *P. fallax* (Hagen, 1870) (Decapoda: Astacoidea), assessed with N-mixture modeling. *Journal of Crustacean Biology* 38: 285-294.
- Martín-Taboada, A., García-Carrasco, J.M., Muñoz, A.-R. 2019. Cannibalism in *Malpolon monspessulanus* and the importance of roadkill data. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 30: .
- Mateo, R.G., Felicísimo, Á.M., Muñoz, & J. 2011. Species distributions models: A synthetic revision. *Revista*

Chilena de Historia Natural 84: 217-240.

- Mattivi, P., Franci, F., Lambertini, A., Bitelli, G. 2019. TWI computation: a comparison of different open source GISs. *Open Geospatial Data, Software and Standards* 4: .
- Monrós, J.S. 1997. *El dominio vital y algunos aspectos de la ecología de la culebra bastarda Malpolon monspessulanus en los naranjales*. Universidad de Valencia.
- Moreno-Rueda, G., Pleguezuelos, J.M. 2007. Long-term and short-term effects of temperature on snake detectability in the wild: A case study with Malpolon monspessulanus. *Herpetological Journal* 17: 204-207.
- Moreno-Rueda, G., Pleguezuelos, J.M., Alaminos, E. 2009. Climate warming and activity period extension in the Mediterranean snake Malpolon monspessulanus. *Climatic Change* 92: 235-242.
- Moreno, F., León Gómez, C., Jimeno Diestro, G., Quinquer Agut, R., Sánchez Cela, V., Liñán, E., Gutiérrez Marco, J.C. et al. 1981. *Mapa Geológico de España. Las Guadalerzas Segunda serie - Primera edición*. Madrid.
- Organismo Autónomo Parques Nacionales. 2022. Quintos de Mora. *Página del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico*. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/parques-nacionales-oapn/centros-fincas/quintos/default.aspx> [Accedido 27 de enero de 2022].
- Oro, D. 1994. A Montpellier Snake (Malpolon monspessulanus) preying on an adult Avocet (Recurvirostra avosetta) at the Ebro Delta. *Butlletí del Grup Català d'Anellament* 11: 71-73-73.
- Otzen, T. y Manterola, C. 2017. Sampling Techniques on a Population Study. *International Journal Morphology* 35(1):227-232.
- Padilla, A. M. 2016: Estimación de razón-remuestreo en muestreo estratificado, Working Papers, No. 2016-02, Banco de México, Ciudad de México.
- Pascutto, C., Wakefield, J.C., Best, N.G., Richardson, S., Bernardinelli, L., Staines, A., Elliott, P. 2000. Statistical issues in the analysis of Illumina data. *STATISTICS IN MEDICINE* 19: 2493-2519.
- Perring, M.P., Erickson, T.E., Brancalion, P.H.S. 2018. Rocketing restoration: enabling the upscaling of ecological restoration in the Anthropocene. *Restoration Ecology* 26: 1017-1023.
- Pleguezuelos, J.M. 2021. Culebra bastarda – Malpolon monspessulanus (Hermann, 1804). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*46.
- Pliscoff, P., Fuentes-Castillo, T. 2011. Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: Una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Revista de Geografía Norte Grande* 2011: 61-79.

- Porrás Martín, J., Nieto López-GUerrero, P., Álvarez-Fernández, C., Fernández Uría, A., Gimeno, M.V. 1985. *Calidad y Contaminación de las aguas subterráneas en España*. Instituto Geológico y Minero de España (IGME).
- Razgour, O., Hanmer, J., Jones, G. 2011. Using multi-scale modelling to predict habitat suitability for species of conservation concern: The grey long-eared bat as a case study. *Biological Conservation* 144: 2922-2930.
- Reading, C.J., Luiselli, L.M., Akani, G.C., Bonnet, X., Amori, G., Ballouard, J.M., Filippi, E. et al. 2010. ¿Are snake populations in widespread decline? *Biology Letters* 6: 777-780.
- Receveur, A., Allain, V., Menard, F., Lebourges Dhaussy, A., Laran, S., Ravache, A., Bourgeois, K. et al. 2021. Modelling Marine Predator Habitat Using the Abundance of Its Pelagic Prey in the Tropical South-Western Pacific. *Ecosystems*.
- Rich, P.M., Dubayah, R., Hetrick, W.A., Saving, S.C. 1994. Using Viewshed Models to Calculate Intercepted Solar Radiation: Applications in Ecology. *American Society for Photogrammetry and Remote Sensing Technical Papers* 524-529.
- Rich, P.M., Fu, P. 2000. Topoclimatic Habitat Models. *4th International Conference on Integrating GIS and Environmental Modeling (GIS/EM4): Problems, Prospects and Research Needs* 1-14.
- Rivas-Martínez, S. 2007. Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España (Parte I). *Itinera Geobotanica* 17: 5-436.
- Rivas-Martínez, S. 2011. Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España (Parte II). *Itinera Geobotanica* 18: 5-424.
- Rivas-Martínez, S., Fernández-González, F., Loidi, J., Lousa, M., Penas, A. 2002. Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to syntaxonomical checklist of 2001, Part II. *Itinera Geobotanica* 15: 5-432.
- Rivas Martínez, S., Gandullo Gutiérrez, J.M., Allué Andrade, J.L., Montero de Burgos, J.L., González Rebollar, J.L. 1987. *Memoria del Mapa de series de vegetación de España 1:400.000*. ICONA.
- Roa-Lobo, J., Kamp, U. 2012. Uso del índice topográfico de humedad (ITH) para el diagnóstico de la amenaza por desborde fluvial, estado Trujillo-Venezuela. *Revista Geografica Venezolana* 53: 109-126.
- Romano, A., Costa, A., Basile, M., Raimondi, R., Posillico, M., Scinti Roger, D., Crisci, A. et al. 2017. Conservation of salamanders in managed forests: Methods and costs of monitoring abundance and habitat selection. *Forest Ecology and Management* 400: 12-18.
- Ross, R.E., Howell, K.L. 2013. Use of predictive habitat modelling to assess the distribution and extent of the current protection of «listed» deep-sea habitats. *Diversity and Distributions* 19: 433-445.

- Rovero, F., Martin, E., Rosa, M., Ahumada, J.A., Spitale, D. 2014. Estimating species richness and modelling habitat preferences of tropical forest mammals from camera trap data. *PLoS ONE* 9: .
- Ruiz, J; Hernández, G. E. y Pérez, C. 2014: “Software libre que calcula el tamaño de muestra mediante métodos de muestreo probabilístico”, *Revista Atlante: Cuadernos de Educación y Desarrollo* (noviembre 2014). Disponible en: <https://www.eumed.net/rev/atlante/2014/11/software-libre.html>.
- San Miguel, A., Rodríguez-Vigal, C., Perea García-Calvo, R. 2011. *Los Quintos de Mora. Gestión integral del monte mediterráneo*. Madrid.
- Santos, X., Brito, J.C., Caro, J., Abril, A.J., Lorenzo, M., Sillero, N., Pleguezuelos, J.M. 2009. Habitat suitability, threats and conservation of isolated populations of the smooth snake (*Coronella austriaca*) in the southern Iberian Peninsula. *Biological Conservation* 142: 344-352.
- Schrödle, B., Held, L. 2011. Spatio-temporal disease mapping using INLA. *Environmetrics* 22: 725-734.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. *Restoration Ecology* 16.
- Southwood, T.R.E. 1995. *Ecological Methods*. With particular reference to the study of insects population. 2nd Edition. *Chapman & Hall*. USA. 7-47pp. ISBN: 0-632-05477-8.
- Srinivasulu, A., Srinivasulu, B., Srinivasulu, C. 2021. Ecological niche modelling for the conservation of endemic threatened squamates (lizards and snakes) in the Western Ghats. *Global Ecology and Conservation* 28: e01700.
- Srivastava, V., Lafond, V., Griess, V.C. 2019. Species distribution models (SDM): Applications, benefits and challenges in invasive species management. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 14.
- Triomphe, B. 2008. Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. Departamento de Ambiente y Sociedad. Centro para la Cooperación Internacional de la investigación Agrícola para el desarrollo. Disponible en: www.acts.withthiscience.com.
- Tytar, V., Sobolenko, L., Nekrasova, O., Mezhzherin, S. 2015. Using Ecological Niche Modeling for Biodiversity Conservation Guidance in the Western Podillya (Ukraine): Reptiles. *Vestnik Zoologii* 49: 551-558.
- Villagran, M.; Jimenez, F.; Soria, F.J.; Ocete, M. E. 2002. Muestreo aleatorio simple y muestreo sistemático de las poblaciones de *Curculio elephas* (Gyllenhal) (Coleoptera: Curculionidae) y *Cydia fagiglandana* (Zeller) (Lepidoptera: Tortricidae) en encinas. *Boletín Sanidad Vegetal y Plagas*, 28: 59-66.
- Watanabe, S. 2010. Asymptotic equivalence of Bayes cross validation and widely applicable information

criterion in singular learning theory. *Journal of Machine Learning Research* 11: 3571-3594.

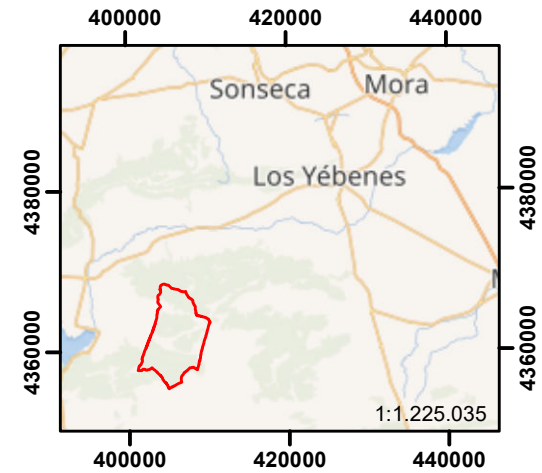
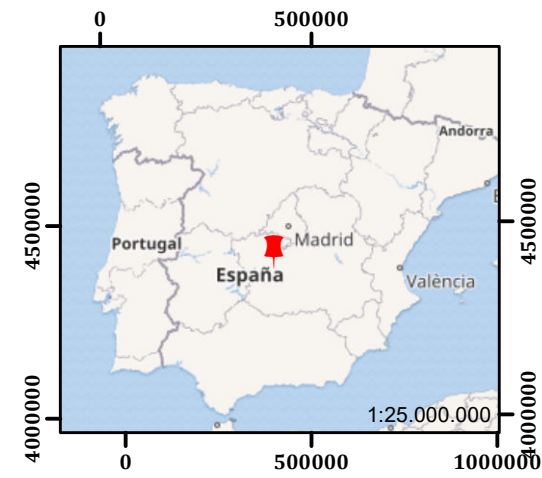
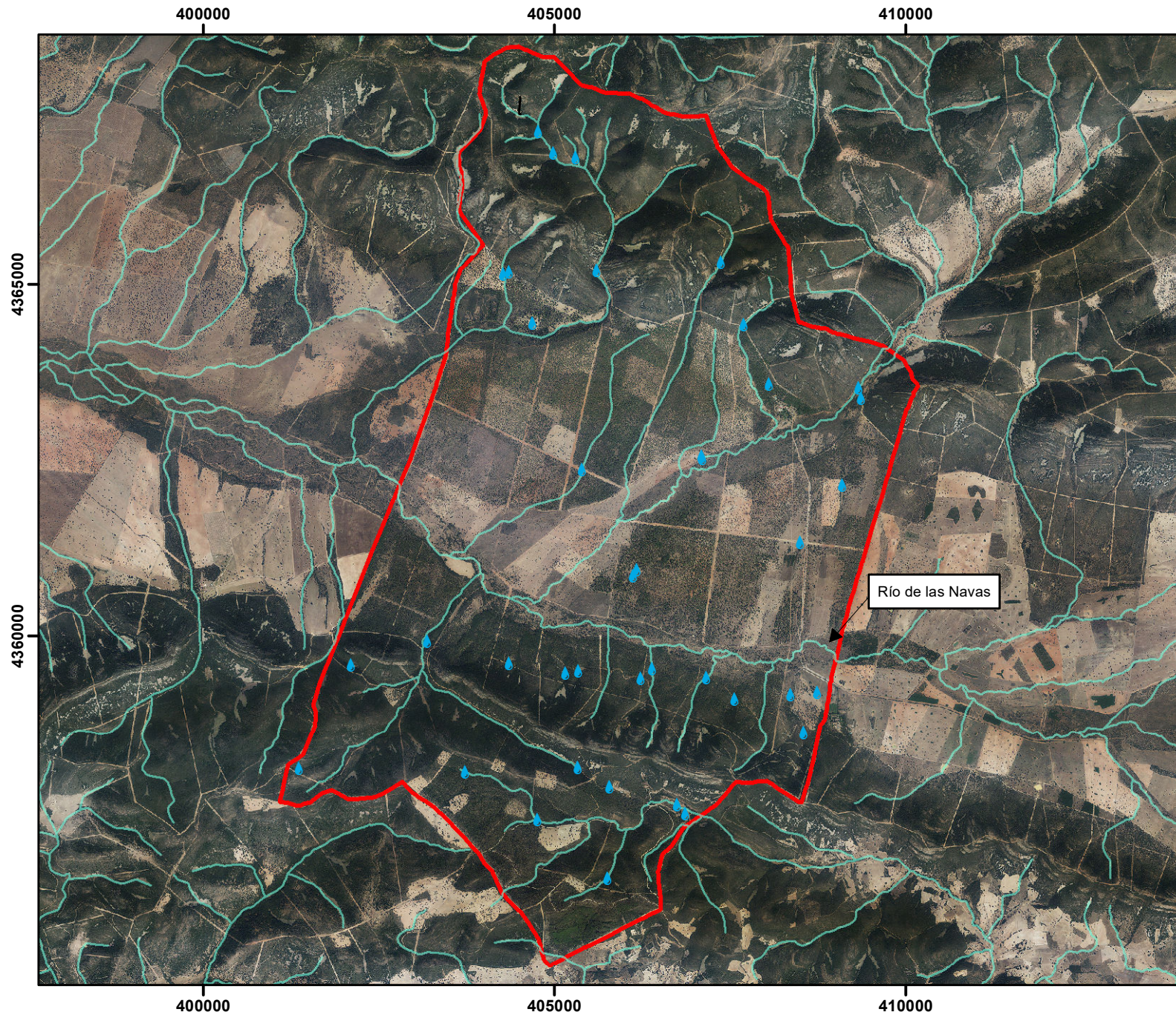
WWF. 2020. *Informe Planeta Vivo 2020: Revertir la curva de la pérdida de biodiversidad. Resumen*. Almond, R. E. A., Grooten, M., Petersen, T. (eds.),. WWF, Gland, Suiza.

Yi, Y. jun, Cheng, X., Yang, Z.F., Zhang, S.H. 2016. Maxent modeling for predicting the potential distribution of endangered medicinal plant (*H. riparia* Lour) in Yunnan, China. *Ecological Engineering* 92: 260-269.




Zohmann, M., Pennerstorfer, J., Nopp-Mayr, U. 2013. Modelling habitat suitability for alpine rock ptarmigan (*Lagopus muta helvetica*) combining object-based classification of IKONOS imagery and Habitat Suitability Index modelling. *Ecological Modelling* 254: 22-32.


Anexos

- ANEXO I. Mapa de localización del área de estudio.
- ANEXO II. Mapa topográfico del área de estudio.
- ANEXO III. Mapa geológico del área de estudio.
- ANEXO IV. Mapa vegetación del área de estudio.

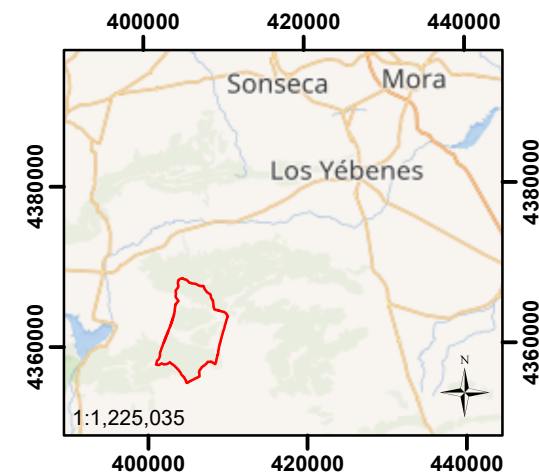
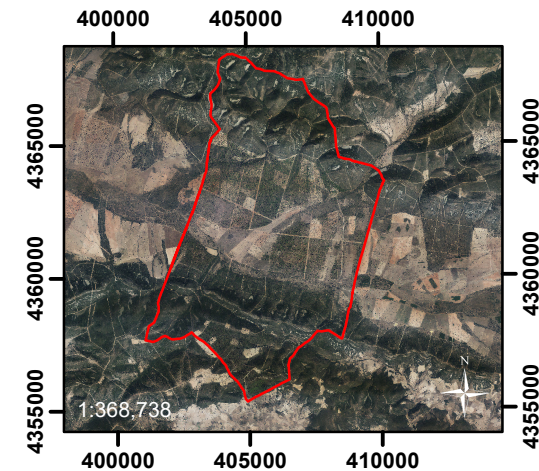
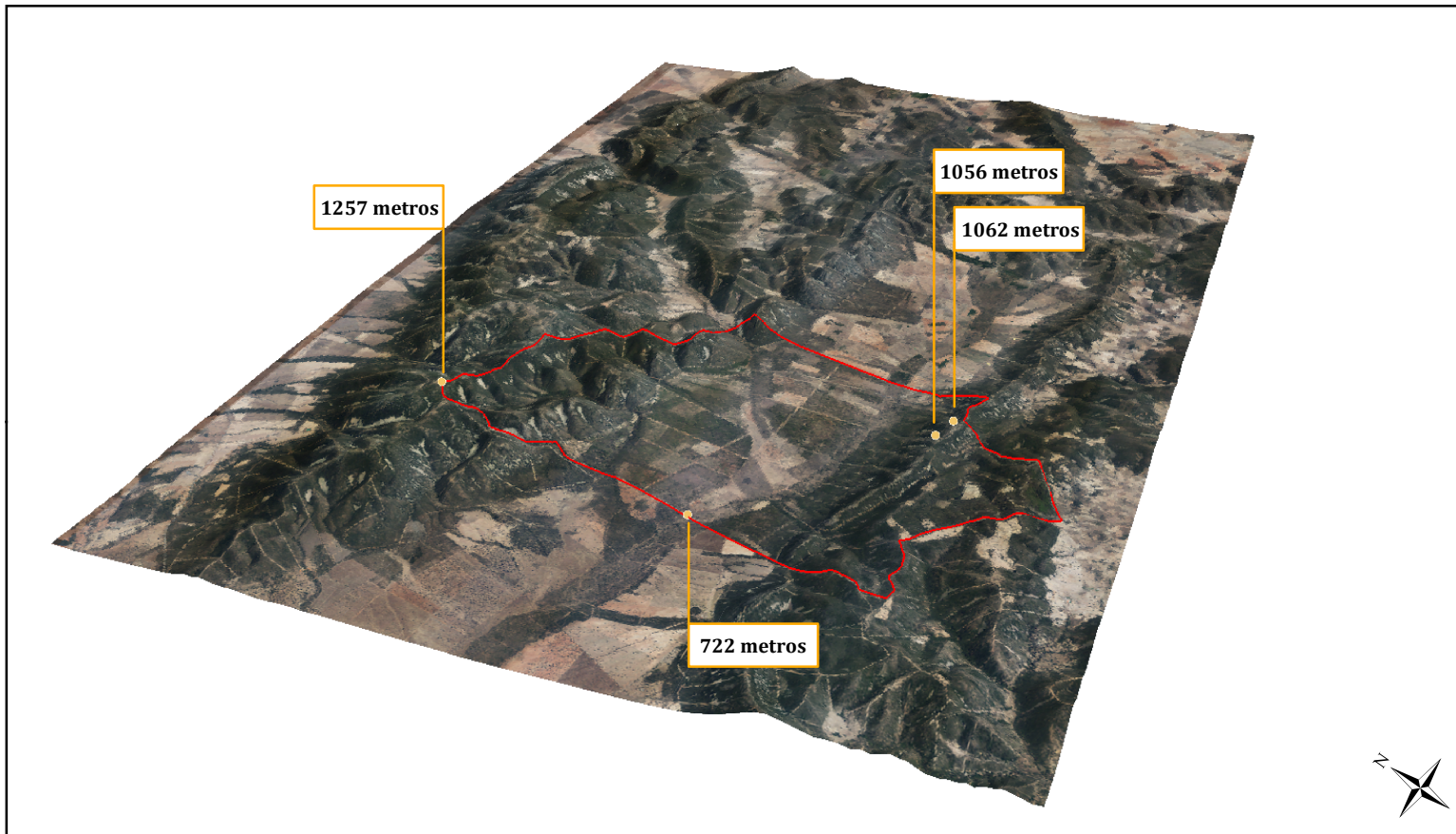


LEYENDA

-  Puntos de agua artificial
-  Cursos de agua
-  Centro de Quintos de Mora

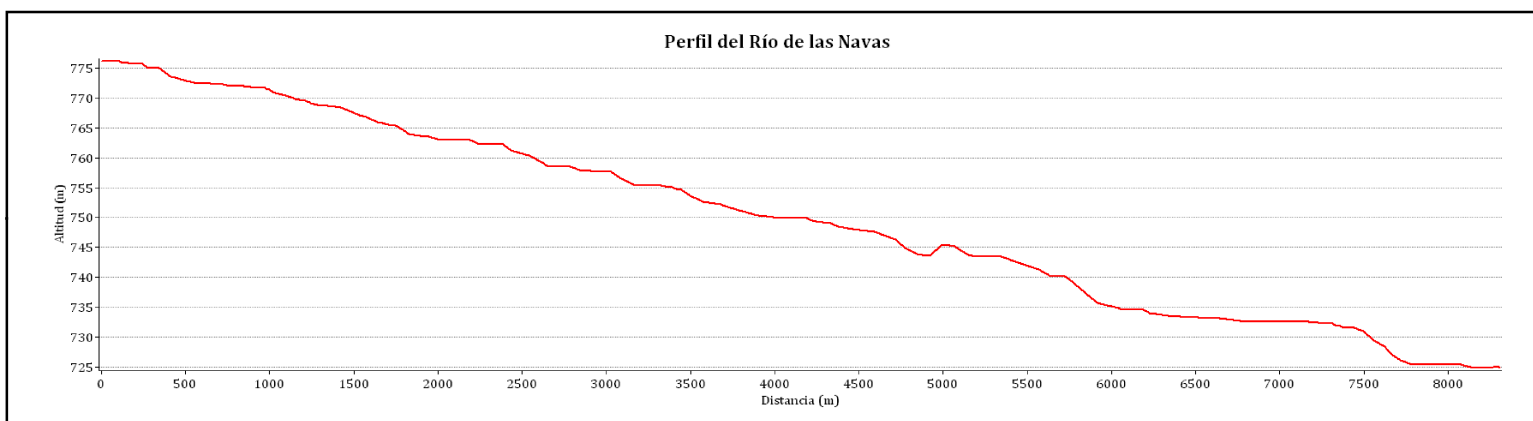
ANEXO I		Escala: 1:80.000 Sistema de Proyección U.T.M. Huso 30N Sistema de Referencia: ETRS 1989	MAPA DE LOCALIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO
----------------	---	--	---

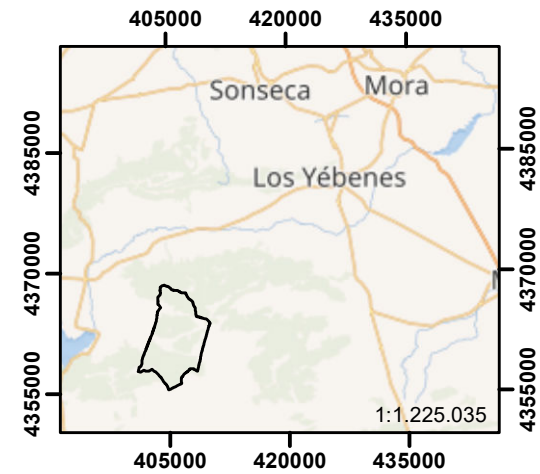
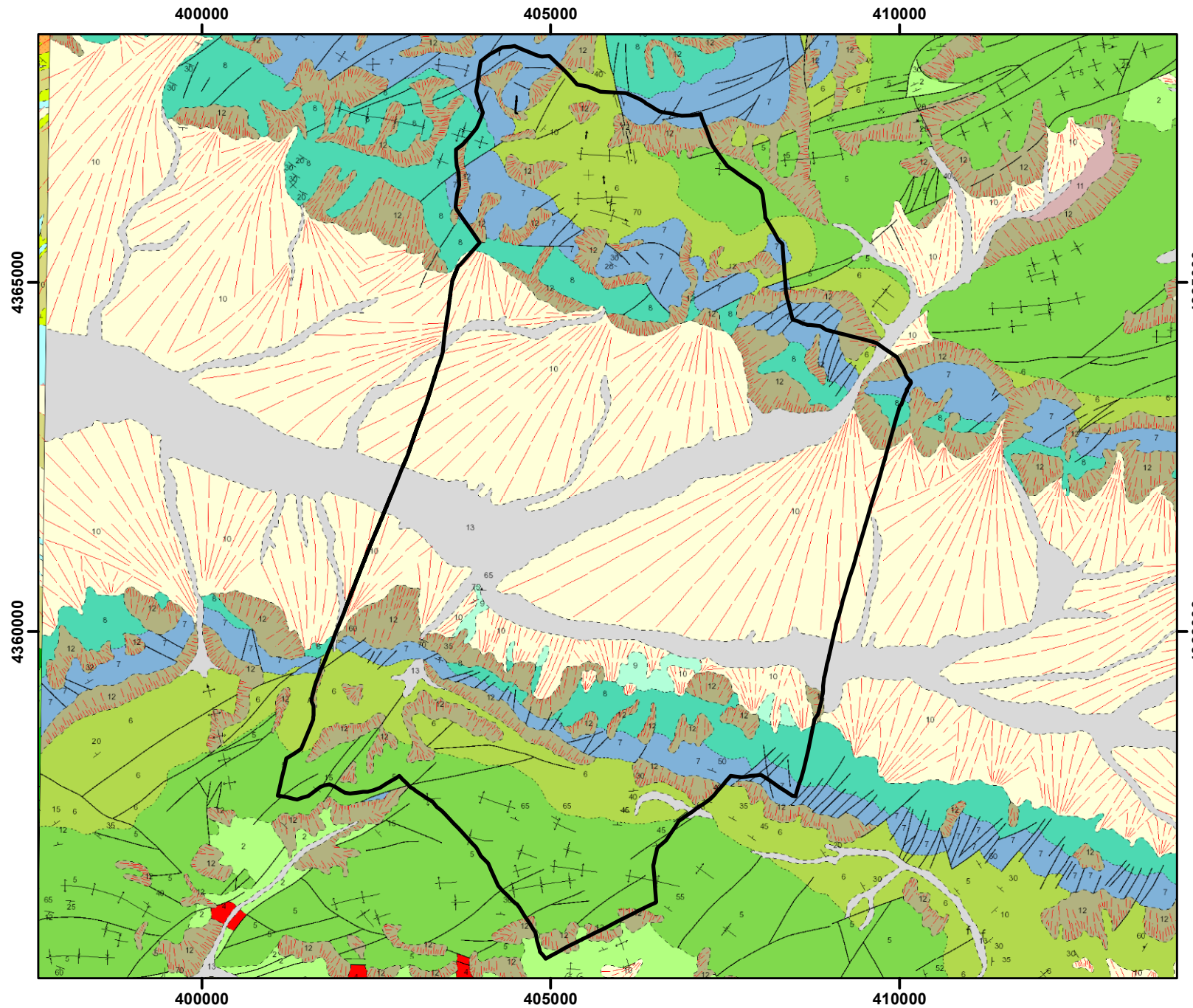
<u>Autora</u>	Aloma Riera Rodríguez
---------------	-----------------------



LEYENDA

- Puntos con la máxima y mínima cota
- Centro de Quintos de Mora







LEYENDA

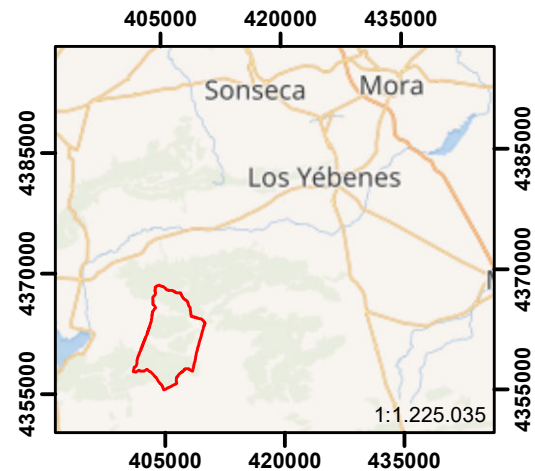
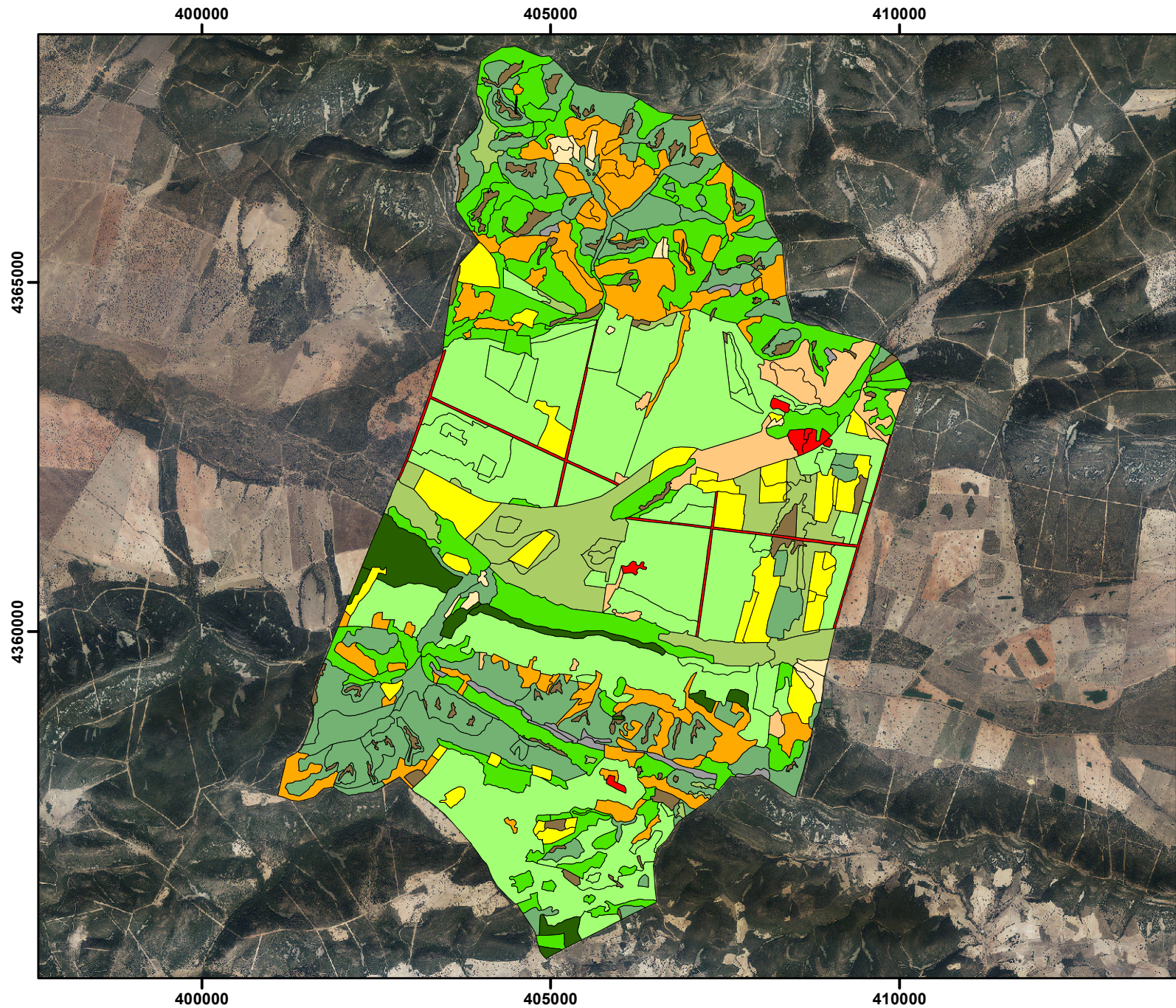
		CUATERNARIO	11	13	14
TER. NEO.		PLIOCENO SUPERIOR	10		
ORDOVICICO	MEDIO	LLANDEIL	9		
		LLANVIR	8		
	INFERIOR	ARENIG	7		
		TREMADOC	6		
CAMBRICO			5		
	INFERIOR		2		
			1		

- 14 Cuaternario indiferenciado
- 13 Aluviales
- 12 Derrubios de ladera
- 11 Coluviales
- 10 Abanicos aluviales tipo raña
- 9 Pizarras negras
- 8 Pizarras y cuarcitas alternantes
- 7 Cuarcitas
- 6 Areniscas y pizarras
- 5 Conglomerados y areniscas
- 4 Rocas vulcano sedimentarias
- 3 Pizarras verdes silificadas
- 2 Pizarras verdes y areniscas arcósicas
- 1 Calizas y dolomías

 Centro de Quintos de Mora

ANEXO III		Escala: 1:80.000 Sistema de Proyección U.T.M. Huso 30N Sistema de Referencia: ETRS 1989	MAPA GEOLÓGICO DEL ÁREA DE ESTUDIO
-----------	---	--	---

Autora
 Aloma Riera Rodríguez



LEYENDA

- Bosque de frondosas
- Bosque de coníferas
- Bosque mixto
- Matorral arbolado
- Matorrales altos
- Matorrales bajos
- Pastizal natural
- Espacios con escasa vegetación
- Superficie artificial
- Pastizal arbolado
- Agrícola
- Roquedo

ANEXO **IV**



Escala: **1:80.000**

Sistema de Proyección U.T.M. Huso 30N
Sistema de Referencia: ETRS 1989

MAPA VEGETACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

Autora

Aloma Riera Rodríguez