



UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA

Instituto de Estudios de Posgrado

Máster en Gestión Ambiental y Biodiversidad

Trabajo Fin de Máster

Análisis de las tendencias espacio-temporales de la idoneidad de hábitat como indicador del estado de conservación de especies autóctonas en Andalucía.

Autor: Antonio Velasco Rodríguez.

Director/es: Salvador Arenas-Castro, Isabel Luisa Castillejo González.

Índice general

Índice de Ilustraciones	2
Índice de tablas.....	4
Resumen	5
Abstract.....	6
Agradecimientos.....	6
1. Introducción.....	7
2. Material y Métodos	16
3. Resultados y discusión.....	25
4. Conclusiones.	41
5. Bibliografía.....	42
6. Anexo.	49

Índice de Ilustraciones

FIGURA 1. JERARQUÍA DE LAS CONDICIONES QUE DETERMINAN LA PRESENCIA DE ESPECIES EN UN CONTEXTO GEOGRÁFICO CON LA ESCALA GEOGRÁFICA QUE LE CORRESPONDE.....	10
FIGURA 2. DIAGRAMA BAM (BIOTIC, ABIOTIC, MOVEMENT).....	11
FIGURA 3. FIRMA ESPECTRAL DE DIFERENTES COBERTURAS NATURALES TERRESTRES..	14
FIGURA 4. EJEMPLO DE MONITOREO DE LA BIODIVERSIDAD EN LA ESTACIÓN DE OBSERVACIÓN DE WAGLANG BASADO EN TELEDETECCIÓN.....	15
FIGURA 5. UBICACIÓN Y ÁREA DE ANDALUCÍA EN LA QUE SE INCLUYE LA RED DE ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS (RENPA)....	17
FIGURA 6. DIAGRAMA DE FLUJO DE TRABAJO DEL PRESENTE ESTUDIO.....	18
FIGURA 7. COMPARACIÓN RELATIVA DEL ÁREA BAJO LA CURVA (AUC) DE LOS MODELOS ENM CALIBRADOS PARA CADA ESPECIE DE ESTUDIO.....	26
FIGURA 8. CONTRIBUCIÓN DE LAS VARIABLES A LOS MODELOS DE HÁBITAT DE MAXENT PARA CADA ESPECIE DE ESTUDIO..	30
FIGURA 9. PARTE SUPERIOR: MAPA DE ANDALUCÍA CON LAS PRESENCIAS RECABADAS PARA ABIES PINSAPO EN PÍXELES DE 5X5KM. PARTE INFERIOR: TENDENCIA DEL ÍNDICE DE DISPONIBILIDAD DEL HÁBITAT PARA A. PINSAPO EN LOS PÍXELES DE PRESENCIAS, SIENDO REPRESENTADAS CON COLOR AZUL LAS TENDENCIAS POSITIVAS, ROJO LAS NEGATIVAS Y EN BLANCO SI NO EXISTE TENDENCIA.	33
FIGURA 10. PARTE SUPERIOR: MAPA DE ANDALUCÍA CON LAS PRESENCIAS RECABADAS PARA ALYTES DICKHILLIENI EN PÍXELES DE 5X5KM. PARTE INFERIOR: TENDENCIA DEL ÍNDICE DE DISPONIBILIDAD DEL HÁBITAT PARA A. DICKHILLIENI EN LOS PÍXELES DE PRESENCIAS, SIENDO REPRESENTADAS CON COLOR AZUL LAS TENDENCIAS POSITIVAS, ROJO LAS NEGATIVAS Y EN BLANCO SI NO EXISTE TENDENCIA.	34
FIGURA 11. PARTE SUPERIOR: MAPA DE ANDALUCÍA CON LAS PRESENCIAS RECABADAS PARA AQUILA ADALBERTI EN PÍXELES DE 5X5KM. PARTE INFERIOR: TENDENCIA DEL ÍNDICE DE DISPONIBILIDAD DEL HÁBITAT PARA A. ADALBERTI EN LOS PÍXELES DE PRESENCIAS, SIENDO REPRESENTADAS CON COLOR AZUL LAS TENDENCIAS POSITIVAS, ROJO LAS NEGATIVAS Y EN BLANCO SI NO EXISTE TENDENCIA.	36
FIGURA 12. PARTE SUPERIOR: MAPA DE ANDALUCÍA CON LAS PRESENCIAS RECABADAS PARA LYNX PARDINUS EN PÍXELES DE 5X5KM. PARTE INFERIOR: TENDENCIA DEL ÍNDICE DE DISPONIBILIDAD DEL HÁBITAT PARA L. PARDINUS EN LOS PÍXELES DE PRESENCIAS, SIENDO REPRESENTADAS CON COLOR AZUL LAS TENDENCIAS POSITIVAS, ROJO LAS NEGATIVAS Y EN BLANCO SI NO EXISTE TENDENCIA.	38
FIGURA 13. PARTE SUPERIOR: MAPA DE ANDALUCÍA CON LAS PRESENCIAS RECABADAS PARA PODARCIS CARBONELLI EN PÍXELES DE 5X5KM. PARTE INFERIOR: TENDENCIA DEL ÍNDICE DE DISPONIBILIDAD DEL HÁBITAT PARA P. CARBONELLI EN LOS PÍXELES DE PRESENCIAS, SIENDO REPRESENTADAS CON COLOR AZUL LAS TENDENCIAS POSITIVAS, ROJO LAS NEGATIVAS Y EN BLANCO SI NO EXISTE TENDENCIA.	40
FIGURA 14. ANÁLISIS DEL FACTOR DE INFLACIÓN DE LA VARIANZA MEDIANTE LA FUNCIÓN VIFSTEP DEL PAQUETE 'USDM' DE R PARA LAS VARIABLES EN EL AÑO 2001.	49
FIGURA 15. ANÁLISIS DEL FACTOR DE INFLACIÓN DE LA VARIANZA MEDIANTE LA FUNCIÓN VIFSTEP DEL PAQUETE 'USDM' DE R PARA LAS VARIABLES EN EL AÑO 2004.	49
FIGURA 16. ANÁLISIS DEL FACTOR DE INFLACIÓN DE LA VARIANZA MEDIANTE LA FUNCIÓN VIFSTEP DEL PAQUETE 'USDM' DE R PARA LAS VARIABLES EN EL AÑO 2007.	50
FIGURA 17. ANÁLISIS DEL FACTOR DE INFLACIÓN DE LA VARIANZA MEDIANTE LA FUNCIÓN VIFSTEP DEL PAQUETE 'USDM' DE R PARA LAS VARIABLES EN EL AÑO 2010.	50
FIGURA 18. ANÁLISIS DEL FACTOR DE INFLACIÓN DE LA VARIANZA MEDIANTE LA FUNCIÓN VIFSTEP DEL PAQUETE 'USDM' DE R PARA LAS VARIABLES EN EL AÑO 2013.	50
FIGURA 19. ANÁLISIS DEL FACTOR DE INFLACIÓN DE LA VARIANZA MEDIANTE LA FUNCIÓN VIFSTEP DEL PAQUETE 'USDM' DE R PARA LAS VARIABLES EN EL AÑO 2016.	51
FIGURA 20. ANÁLISIS DEL FACTOR DE INFLACIÓN DE LA VARIANZA MEDIANTE LA FUNCIÓN VIFSTEP DEL PAQUETE 'USDM' DE R PARA LAS VARIABLES EN EL AÑO 2019.	51
FIGURA 21. ANÁLISIS DEL FACTOR DE INFLACIÓN DE LA VARIANZA MEDIANTE LA FUNCIÓN VIFSTEP DEL PAQUETE 'USDM' DE R PARA LA MEDIA DE LAS VARIABLES EN EL PERIODO DE TIEMPO DE ESTUDIO.	51

FIGURA 22. MATRIZ DE CORRELACIÓN DE LAS POTENCIALES VARIABLES PREDICTORAS CON VALORES DEL COEFICIENTE DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN EN 2001.....	52
FIGURA 23. DENDROGRAMA DE LAS POTENCIALES VARIABLES PREDICTORAS DEL MODELO EN EL AÑO 2001 EN BASE AL COEFICIENTE DE SPEARMAN. LÍNEA ROJA MARCA EL VALOR DE CORTE PARA LA SELECCIÓN DE LAS VARIABLES.	52
FIGURA 24. . MATRIZ DE CORRELACIÓN DE LAS POTENCIALES VARIABLES PREDICTORAS CON VALORES DEL COEFICIENTE DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN EN 2004.....	53
FIGURA 25. DENDROGRAMA DE LAS POTENCIALES VARIABLES PREDICTORAS DEL MODELO EN EL AÑO 2004 EN BASE AL COEFICIENTE DE SPEARMAN. LÍNEA ROJA MARCA EL VALOR DE CORTE PARA LA SELECCIÓN DE LAS VARIABLES.	53
FIGURA 26. . MATRIZ DE CORRELACIÓN DE LAS POTENCIALES VARIABLES PREDICTORAS CON VALORES DEL COEFICIENTE DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN EN 2007.....	54
FIGURA 27. DENDROGRAMA DE LAS POTENCIALES VARIABLES PREDICTORAS DEL MODELO EN EL AÑO 2007 EN BASE AL COEFICIENTE DE SPEARMAN. LÍNEA ROJA MARCA EL VALOR DE CORTE PARA LA SELECCIÓN DE LAS VARIABLES	54
FIGURA 28. MATRIZ DE CORRELACIÓN DE LAS POTENCIALES VARIABLES PREDICTORAS CON VALORES DEL COEFICIENTE DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN EN 2010.....	55
FIGURA 29. DENDROGRAMA DE LAS POTENCIALES VARIABLES PREDICTORAS DEL MODELO EN EL AÑO 2010 EN BASE AL COEFICIENTE DE SPEARMAN. LÍNEA ROJA MARCA EL VALOR DE CORTE PARA LA SELECCIÓN DE LAS VARIABLES	55
FIGURA 30. MATRIZ DE CORRELACIÓN DE LAS POTENCIALES VARIABLES PREDICTORAS CON VALORES DEL COEFICIENTE DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN EN 2013.....	56
FIGURA 31. DENDROGRAMA DE LAS POTENCIALES VARIABLES PREDICTORAS DEL MODELO EN EL AÑO 2013 EN BASE AL COEFICIENTE DE SPEARMAN. LÍNEA ROJA MARCA EL VALOR DE CORTE PARA LA SELECCIÓN DE LAS VARIABLES	56
FIGURA 32. MATRIZ DE CORRELACIÓN DE LAS POTENCIALES VARIABLES PREDICTORAS CON VALORES DEL COEFICIENTE DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN EN 2016.....	57
FIGURA 33. DENDROGRAMA DE LAS POTENCIALES VARIABLES PREDICTORAS DEL MODELO EN EL AÑO 2016 EN BASE AL COEFICIENTE DE SPEARMAN. LÍNEA ROJA MARCA EL VALOR DE CORTE PARA LA SELECCIÓN DE LAS VARIABLES	57
FIGURA 34. MATRIZ DE CORRELACIÓN DE LAS POTENCIALES VARIABLES PREDICTORAS CON VALORES DEL COEFICIENTE DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN EN 2019.....	58
FIGURA 35. DENDROGRAMA DE LAS POTENCIALES VARIABLES PREDICTORAS DEL MODELO EN EL AÑO 2019 EN BASE AL COEFICIENTE DE SPEARMAN. LÍNEA ROJA MARCA EL VALOR DE CORTE PARA LA SELECCIÓN DE LAS VARIABLES	58
FIGURA 36. MATRIZ DE CORRELACIÓN DE LA MEDIA CORRESPONDIENTE A LAS POTENCIALES VARIABLES PREDICTORAS CON VALORES DEL COEFICIENTE DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN.....	59
FIGURA 37. DENDROGRAMA DE LA MEDIA CORRESPONDIENTE A LAS POTENCIALES VARIABLES PREDICTORAS DEL MODELO EN BASE AL COEFICIENTE DE SPEARMAN. LÍNEA ROJA MARCA EL VALOR DE CORTE PARA LA SELECCIÓN DE LAS VARIABLES	60
FIGURA 38. EVAPOTRANSPIRACIÓN (ET) MEDIA EN ANDALUCÍA DENTRO DEL PERIODO DE ESTUDIO.....	61
FIGURA 39. ÍNDICE DE VEGETACIÓN MEJORADO (EVI) MEDIO EN ANDALUCÍA DENTRO DEL PERIODO DE ESTUDIO.....	62
FIGURA 40. COBERTURA DEL SUELO (LC) EN ANDALUCÍA DENTRO DEL PERIODO DE ESTUDIO.....	62
FIGURA 41. TEMPERATURA SUPERFICIAL (LST) MEDIA EN ANDALUCÍA DENTRO DEL PERIODO DE ESTUDIO.....	63
FIGURA 42. ÍNDICE NORMALIZADO DE AGUA (NDWI) MEDIA EN ANDALUCÍA DENTRO DEL PERIODO DE ESTUDIO.....	63
FIGURA 43. REFLECTANCIA SUPERFICIAL (SR) MEDIA EN ANDALUCÍA DENTRO DEL PERIODO DE ESTUDIO.....	64
FIGURA 44. CURVAS DE RESPUESTA DE EVAPOTRANSPIRACIÓN (ET) PARA LAS ESPECIES.....	64
FIGURA 45. CURVAS DE RESPUESTA DEL ÍNDICE DE VEGETACIÓN MEJORADO (EVI) PARA LAS ESPECIES DE ESTUDIO EN EL AÑO 2019.	65
FIGURA 46. CURVAS DE RESPUESTA DE LA COBERTURA DEL SUELO (LC) PARA TODAS LAS ESPECIES DE ESTUDIO EN EL AÑO 2019. ..	65
FIGURA 47. CURVAS DE RESPUESTA DE LA TEMPERATURA SUPERFICIAL DEL SUELO (LST) PARA LAS ESPECIES DE ESTUDIO EN EL AÑO 2019.	66
FIGURA 48. CURVAS DE RESPUESTA DEL ÍNDICE NORMALIZADO DE AGUA (NDWI) PARA LAS ESPECIES DE ESTUDIO EN 2019.	66
FIGURA 49. CURVAS DE RESPUESTA DE LA REFLECTANCIA DEL SUELO (SR) PARA LAS ESPECIES DE ESTUDIO EN 2019.	67

Índice de tablas

TABLA 1. RESUMEN DE LAS ESPECIES OBJETO DE ESTUDIO Y LAS FUENTES DE OBTENCIÓN DE LOS DATOS.	21
TABLA 2. RESUMEN DE LAS VARIABLES CANDIDATAS DERIVADAS DEL SENSOR MODIS COMPUTADAS EN GOOGLE EARTH ENGINE CONSIDERADAS PARA EL ESTUDIO.	22
TABLA 3. RESUMEN DE LA CANTIDAD DE PÍXELES CON SU TENDENCIA DE HÁBITAT ASOCIADA POR ESPECIE Y EN TOTAL. ENTRE PARÉNTESIS SE INDICA EL PORCENTAJE CON RESPECTO AL TOTAL POR ESPECIE Y ACUMULADO.	31
TABLA 4. CLASIFICACIÓN DE LA COBERTURA TERRESTRE CORRESPONDIENTE AL TIPO 3 (BASADO EN LAI) DE LA VARIABLE "LAND COVER" DE MODIS.	60

Resumen

Actualmente, sufrimos una crisis medioambiental debida a la sexta extinción masiva de especies y pérdida de hábitats que está siendo potenciada por la acción humana. El monitoreo de biodiversidad *exsitu* es la herramienta alternativa a los métodos convencionales basados en procesos más estáticos y menos rentables. Por tanto, se necesitan herramientas más efectivas e informativas que deben ir respaldando las políticas encaminadas a frenar este problema. En este trabajo se utiliza una metodología menos costosa y más efectiva que combina la modelación de nicho ecológico (basada en el índice de disponibilidad de hábitat - HSI) con datos de series de tiempo a partir de la teledetección satelital. El objetivo principal es estimar las fluctuaciones (tendencias) de los hábitats de especies amenazadas y emblemáticas de diferentes grupos taxonómicos en Andalucía en las últimas dos décadas (periodo 2001-2019). Para la calibración de los modelos de hábitat, fueron usados diferentes productos de teledetección derivados del sensor MODIS a una resolución de píxel de 5x5km. En general, los modelos presentaron un rendimiento muy bueno (AUC entre 0.75 y 1) prediciendo un 60% de los píxeles con tendencia de hábitat negativa entre todas las especies, poniendo de manifiesto la degradación en sus hábitats en las últimas décadas. Entre las especies más afectadas, destacan *Alytes dickhilleni* (anfibio) y *Podarcis carbonelli* (reptil) ambos endemismos Ibero-Andaluces cuyo hábitat natural se encuentra claramente en retroceso. Las variables predictoras que más contribuyeron a los modelos están relacionadas con la composición y estructura de la vegetación (LC) y con el clima y el balance energético (ET y LST), coincidiendo en muchos casos con la ecología de las especies. Esta metodología constituye una herramienta prometedora de alerta temprana para respaldar los protocolos de gestión y conservación de especies amenazadas, y ayuda a anticipar así el proceso de toma de decisiones.

Palabras clave: disponibilidad de hábitat; especies amenazadas; modelos de nicho ecológico; monitoreo de la biodiversidad; teledetección.

Abstract

Currently, we are living an environmental crisis due to the sixth mass species extinction and habitats loss that is being caused by human action. The *ex-situ* biodiversity monitoring is an alternative tool to conventional methods based on more static and less profitable processes. Therefore, more effective and informative tools are needed that must be supporting the decisive politics. In this work a cost-effective and more efficient methodology is used by combining the ecological niche models (based on the habitat suitability index – HSI) with satellite remote sensing time series data. The work main purpose is to estimate the habitat trends of threatened and emblematic species of different taxonomic groups in Andalusia in the last two decades (2001 – 2019 period). To the calibration of the habitat models, several remote sensing products from MODIS sensor at 5x5km of pixel resolution were used. In general, the models showed a high performance (AUC values between 0.75 and 1), predicting the 60% of the negative trends of the habitat suitability for the total species, showing a habitat regression in the last decades. Among the most affected species, *Alytes dickhilleni* (amphibian) and *Podarcis carbonelli* (reptile) stand out, both Ibero-Andalusian endemism whose natural habitat is clearly in decline. The predictor variables that contributed the most were related to the composition and structure vegetation (LC) and with climate and energy balance (ET and LST), marching in mostly of the cases with the species ecology. This methodology represents a promising early warning tool to support management and conservation protocols for threatened species, and thus helps to anticipate the decision-making processes.

Keyword: habitat suitability; threatened species; ecological niche models; remote sensing; biodiversity monitoring.

Agradecimientos

En primer lugar, me gustaría agradecer a mis tutores, Salvador e Isabel, la oportunidad de realizar el presente trabajo que tanta ilusión me hacía. A Salvador por haber sido tan cercano conmigo desde que nos conocimos, por haberme mostrado el camino de la investigación con todas sus ventajas e inconvenientes, por la motivación y lo más importante, por haberme guiado siempre intentando enseñarme en lo académico y en lo personal. Para mí eres un referente. A

Isabel por estar otro año más como mi tutora en un trabajo tan importante, por meterme en el mundillo de la teledetección y por confiar siempre en que puedo hacer lo que sea, y si no, estar ahí para ayudarme. No he podido tener unos tutores mejores. También me gustaría acordarme de mi familia, el pilar más importante en mi vida. Su esfuerzo me ha permitido estar acabando un máster a día de hoy. Gracias mamá y papá, espero que os sintáis orgullosos leyendo este trabajo como yo lo estoy de vosotros. También a mis titos, que siempre están cuando se les necesita. Y a María, miles de gracias por acompañarme a lo largo del año, estar ahí cuando parecía que no salían las cosas y transmitirme la tranquilidad necesaria, también eres una parte fundamental de este trabajo al igual que de mi vida. Gracias a todos, soy muy afortunado.

1. Introducción.

Las extinciones progresivas de algunas especies son consideradas procesos normales dentro del funcionamiento de la naturaleza, conocidas como “extinciones de fondo” provocadas por causas de índole externo e interno, que acaban con la capacidad de supervivencia de dichas especies ^{1,2}. Actualmente, sufrimos una gran crisis medioambiental basada en la pérdida de biodiversidad, a través de la extinción vertiginosa y simultánea de una gran cantidad de especies y pérdida de hábitats, principalmente ³⁻¹⁰. Es un problema que tiene ciertos rasgos similares con otras grandes extinciones que ocurrieron relativamente rápido en el pasado, donde se extinguieron grandes grupos de organismos, con una diferencia que reside en el motivo por el que se producen. Las extinciones masivas pasadas estaban provocadas por perturbaciones de origen natural (meteoritos, cambios climáticos cíclicos, orogenias, etc.), mientras que las actuales vienen dadas por cambios con un origen antropogénico (gases de efecto invernadero, sobreexplotación de recursos, usos del suelo, etc.) dados por la actual sobrepoblación y la inmensa demanda de recursos naturales ¹¹. Desde hace un tiempo hasta ahora, la Humanidad se ha ido percatando de la incesante necesidad de políticas y acuerdos mundiales que aborden este problema, y lo mitiguen lo máximo posible ^{12,13}. Como consecuencia, en 2010 se desarrolló el Plan Estratégico para la Diversidad Biológica y las Metas de Aichi, unos compromisos mundiales entre más de 190 países con el objetivo estratégico de abordar las causas subyacentes de la pérdida de diversidad biológica mediante la incorporación de la misma en todos los ámbitos gubernamentales y de la sociedad ¹⁴. No obstante, las medidas políticas deben ir de la mano de estudios científicos, basadas en información actualizada del estado y la tendencia de la biodiversidad, que permitan la evaluación de los cambios producidos y cumplir los objetivos

de gestión mediante una implementación de la regulación lo más eficiente posible. Para ello, se lleva a cabo la recolección, manejo y análisis de observaciones y mediciones reiteradas de la biodiversidad, proceso conocido como monitoreo de la biodiversidad ¹⁵. A escala global, desde el año 1978, una alianza global llamada GEO BON (GEO Biodiversity Observation Network) es la encargada de monitorizar la biodiversidad mundial ¹⁶. A raíz de esto, uno de los mayores desafíos en la actualidad para lidiar con la pérdida de biodiversidad global, es la disponibilidad de sistemas de monitoreo rentables a la vez que eficaces, que aporten la información necesaria sobre el estatus y tendencias de la biodiversidad. Como consecuencia, GEO BON lanzó en 2012 las Variables Esenciales de Biodiversidad ¹⁷, con el objetivo de optimizar la monitoreo de la biodiversidad mediante una unificación y coordinación consensuada. Sin embargo, dentro de estas variables se encuentran algunas demasiado específicas, de difícil medición o inaccesibles en la toma de datos ^{18,19}, por ende, los sistemas de monitoreo actuales son potencialmente mejorables.

Una parte de la monitoreo de la biodiversidad mencionada, más concretamente el estudio de la distribución de especies, se realiza mediante un proceso de modelado matemático donde se relacionan, de manera teórica o estadística, las observaciones de las especies en campo con variables ambientales, que funcionan como predictores ²⁰⁻²². Los modelos, que pueden ser correlativos o mecanicistas dependiendo del tipo de datos que se usen, reciben diversos nombres tales como modelos de nicho ecológico, de distribución de especies o de disponibilidad de hábitat, dependiendo de los objetivos a cumplir con su realización, teniendo una metodología similar ²⁰. De forma general, el proceso de modelado se realiza en tres pasos continuos que son los siguientes:

- 1. Obtención de datos:** datos georreferenciados de ocurrencia (presencias, y ausencias si están disponibles) de las especies de estudio, además de las distintas variables ambientales (predictores) para la zona de trabajo.
- 2. Modelos estadísticos:** el espacio ambiental donde se relacionan las observaciones de las especies con las variables predictoras obtenidas, pudiéndose hacer con diversos algoritmos basados en diferentes enfoques. Convencionalmente se usan como predictores las variables climatológicas.
- 3. Predicciones espaciales:** en este último paso, se obtienen los resultados del modelado en un espacio geográfico, tanto mapas de las mismas dimensiones espaciales que los de

las variables en los cuales se puede extraer la distribución potencial de las especies, como otros datos de índole estadística.

Una vez obtenidos los resultados, se deben tratar para alcanzar los objetivos marcados con anterioridad al proceso de modelización ²³. En definitiva, los modelos proyectan sus predicciones en un punto temporal específico, basadas en los requisitos de las especies, siendo una de las aplicaciones más comunes en ecología. Una vez analizados los resultados permiten estimar, entre otras cosas, la disponibilidad de hábitat de una especie como es el caso de este estudio ^{19,24-26}.

Para llevar a cabo una modelación que permita acercarnos a la realidad, se necesita entender la distribución de las especies y sus diferentes nichos. Existe el término “modelo de distribución de especies” (*Species Distribution Models*, SDMs, de manera abreviada en sus siglas en inglés), el más empleado según Web Of Science para referirse a los modelos correlativos que explican la distribución de organismos en base a la teoría del nicho, y a la relación entre datos de presencia o ausencia con los distintos predictores ambientales. Los modelos de nicho ecológico, mencionados con anterioridad, funcionan bajo el marco teórico del concepto de nicho ecológico, tal y como indica su propio nombre ^{20,21,27,28}. Grinnell (1907) definió el nicho como una subdivisión del hábitat dónde se dan las condiciones ambientales adecuadas que permiten la supervivencia y reproducción de los individuos de una especie, basándose en variables de gran escala, como el clima, que no se ven influenciadas por la densidad de especies ²⁸. Por otra parte, Elton (1927) ²⁹, hizo más énfasis en el papel funcional de las especies dentro de la comunidad, especialmente en las posiciones dentro de la cadena trófica, basándose en los nutrientes. Hutchinson (1957) ³⁰ propuso el término de nicho fundamental de las especies, como el volumen dimensional dentro del espacio ambiental donde las especies pueden mantener una población viable, y persistir a lo largo del tiempo. Además, Hutchinson usa el término nicho realizado cuando una especie no ocupa todo su nicho fundamental debido a la exclusión por competencia. Sin embargo, las especies pueden no estar presentes en los hábitats debido a razones históricas o la capacidad de dispersión ^{20,31}. Atendiendo a la teoría fuente-sumidero propuesta por Pulliam (2000) ³², puede ocurrir que algunas poblaciones ocupen hábitats no disponibles (sumidero) a causa de la migración desde poblaciones cercanas más saludables (fuente), y aunque estas poblaciones muriesen, se volverían a reponer de la misma forma. En este caso, el nicho realizado es mayor que el fundamental. Por último, Pearson (2007) ²² introduce el concepto de nicho ocupado en el cual la distribución de una especie está definida por factores geográficos, históricos además de factores bióticos (competencia, depredación,

pág. 9

simbiosis y parasitismo). Otros autores han propuesto nuevos tipos de nichos, o incluso han modificado los ya propuestos ^{33,34}, lo que ejemplifica una discordancia por la gran variedad de puntos de vista, y que repercute a la hora de realizar los modelos de nicho ecológico dependiendo de quién los realice y los objetivos del trabajo ²⁰. Siendo conocida la gran influencia que tienen los factores bióticos y abióticos sobre la distribución de especies, en las últimas cuatro décadas se han implementado cada vez más técnicas matemáticas con el objetivo de estimar la extensión geográfica del nicho ecológico fundamental y del nicho realizado pudiendo así monitorizar la biodiversidad global ³⁵.

Teniendo en cuenta los diferentes nichos, se puede decir que la distribución de los organismos viene explicada por tres condiciones principales (Figura 1) que influyen enormemente en la ocupación de un lugar por una especie y el mantenimiento de una población viable:

- I. La accesibilidad al lugar y la capacidad de dispersión de la especie en el mismo.
- II. Las condiciones abióticas del medio, las cuales deben ser apropiadas para la especie.
- III. Las interacciones bióticas que deben ser apropiadas para la especie.

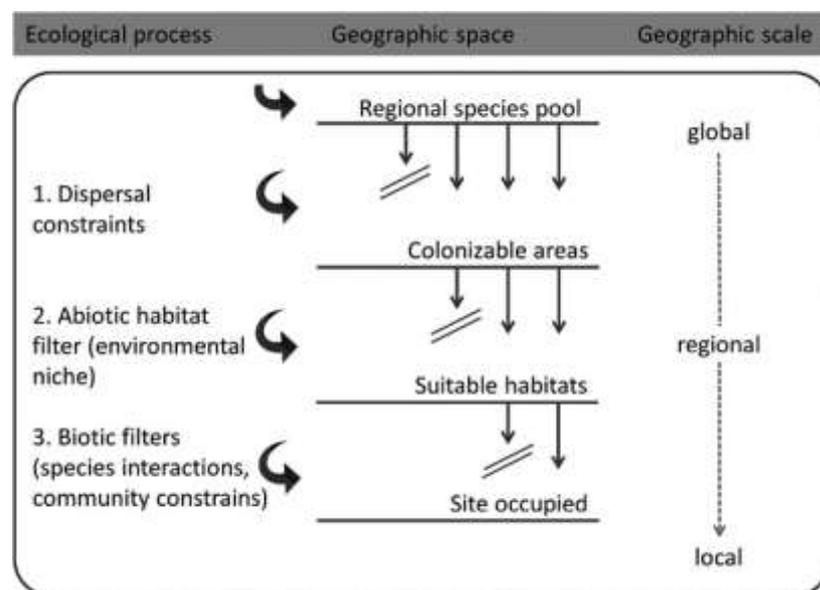


Figura 1. Jerarquía de las condiciones que determinan la presencia de especies en un contexto geográfico con la escala geográfica que le corresponde ³⁶.

La primera condición (“*Dispersal constraints*”) tiene que ver con la capacidad de dispersión de las especies, influenciada por la historia biogeográfica de las mismas, las barreras geográficas

que la limitan, vectores de dispersión bióticos y abióticos, etc. La segunda (“*Abiotic habitat filter*”) se refiere al nicho ecológico, es decir, las condiciones ambientales resultado de la combinación de las variables ambientales, las cuales deben ser apropiadas para que la especie en cuestión pueda mantener una población viable. Por último, la tercera condición (“*Biotic filters*”) engloba las interacciones con los demás organismos, independientemente de su sentido, tanto positivas (mutualismo o comensalismo) como negativas (competitividad o predación). Cada condición, como se observa en la Figura 1, determina la presencia de especies a diferente escala geográfica, desde una más global hasta la más local³⁶. Por ende, para estudios como este donde se aplica a una escala regional, como es la Comunidad Andaluza, son los factores abióticos (ej. variables ambientales) los que condicionan la distribución de especies y la disponibilidad de hábitats.

La influencia triple mencionada no actúa de manera individual solamente, sino que lo hace de manera combinada entre ellas, y estas interacciones son las que dan forma a la distribución de especies^{20,27,36}. En la siguiente figura se ejemplifica todo lo explicado:

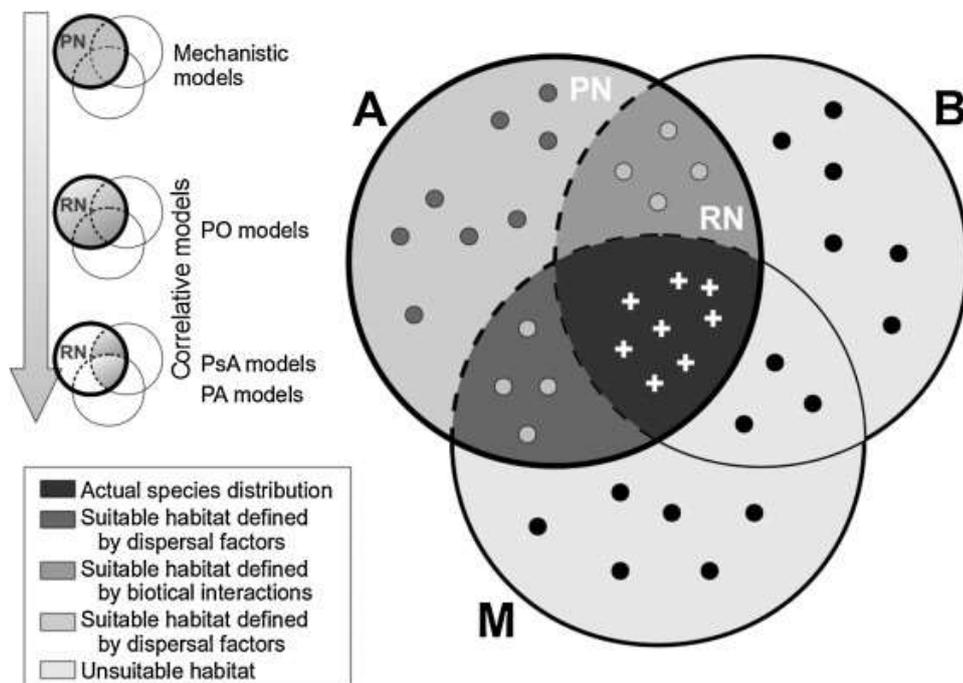


Figura 2. Diagrama BAM (por sus siglas en inglés, biotic, abiotic, movement) donde se representa el espacio geográfico de manera abstracta. La región A representa los factores abióticos, la B los factores bióticos y la M los factores históricos y de dispersión. Fuera del espacio definido por las tres regiones se encuentra el hábitat no disponible para las especies, aunque también puede haber hábitat no disponible fuera de la zona de coincidencia de las tres regiones. El área común entre A y B se corresponde con el nicho realizado (RN), la región A representa las zonas donde el nicho fundamental ocurre. Los puntos representan las ausencias, mientras que las cruces las presencias. En base a donde se encuentren las ausencias los modelos calcularán la distribución de especies y los distintos nichos. En la parte superior izquierda se representa qué calculan los distintos tipos de modelos, los

mecanicistas identifican el nicho fundamental, de solo presencia (PO) y pseudoausencias (PsA) el nicho realizado y los de tan sólo ausencias (PA) el nicho ocupado y realizado ²⁰.

El hábitat sólo es adecuado para la especie dentro de la zona común a los tres factores, dando lugar al denominado nicho ocupado por Pearson, y, por tanto, la actual área de distribución de la especie (área oscura con cruces de presencia en Figura 2). Aunque también se pueden encontrar individuos y/o poblaciones fuera de este punto óptimo, en unas condiciones semi-óptimas como las siguientes:

- **AM (Abióticas + Dispersión):** zonas donde las condiciones abióticas son accesibles y favorables, pero las interacciones bióticas favorables no están presentes. Se corresponde con el nicho realizado propuesto por Grinnell.
- **BM (Bióticas + Dispersión):** zonas con las condiciones bióticas favorables y accesibles, pero no se dan las condiciones abióticas favorables.
- **AB (Abióticas + Bióticas):** zonas donde coinciden las condiciones abióticas y bióticas favorables, pero son inaccesibles para la especie. Se corresponde con el nicho propuesto por Elton.

En base a esta teoría, las especies están presentes en un lugar siempre que su hábitat reúna las condiciones adecuadas, y los modelos de nicho ecológico pueden representar diversos nichos de las especies dependiendo de la información usada para realizar dicho modelo. Si se usa una buena base de datos completa con ausencias verdaderas, el resultado del modelo nos indicará el nicho ocupado de la especie, y si usamos modelos de solo presencia estaríamos calculando el nicho realizado de la especie ^{20,22}. La mayoría de las especies, excepto las que tienen nichos o rangos de distribución muy restringidos, pueden sobrevivir en zonas con características ambientales no ideales, que dan lugar a distintos hábitats, por lo que se puede decir que pueden ocupar un rango variado de hábitats (especies generalistas), aunque hay que tener en cuenta que debe ser accesible para estar ocupado. Este hecho fue observado y corroborado por biogeógrafos expertos como Von Humbolt o Darwin, pudiéndose concluir que las especies pueden colonizar un gradiente de hábitats, teniendo en cuenta que las características de estos también son variables ³⁶.

Actualmente, se estima el estado de conservación de las especies mediante el tamaño de la población (ej. abundancia) y su rango de distribución. De hecho, la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) utiliza este método para catalogar a las distintas especies según su grado de amenaza ¹⁹. En cambio, esta información suele ser

insuficiente, incompleta, difícil de obtener y requiere de un tiempo largo, además de que suele estar disponible en resoluciones groseras ³⁷; es decir, las técnicas tradicionales de análisis de extinción de especies y de monitoreo de pérdida de hábitats requieren un alto nivel de conocimiento por parte de expertos, además de muestreos empíricos en un contexto temporal relativamente dinámico ³⁸.

En el contexto del monitoreo de la biodiversidad en general, la teledetección ha venido jugando un papel fundamental en las últimas décadas ^{39,40}. En sentido amplio, la teledetección se describe como el proceso de detectar, obtener y monitorear desde la distancia las características físicas de objetos o áreas midiendo su radiación reflejada y emitida. Existen dos tipos de teledetección, la teledetección pasiva y la activa. La teledetección pasiva usa la energía del Sol reflejada por la superficie terrestre, mientras que en la teledetección activa es el mismo instrumento de teledetección (por ejemplo, un satélite) es el que emite radiación para que sea reflejada por las cubiertas y posteriormente medida. Los sensores que van a bordo del instrumento usado para la toma de datos remotos captan la radiación, clasificándola según su longitud de onda en bandas o canales en base a las clases del espectro electromagnético. De esta forma, conociendo el comportamiento espectral de las distintas cubiertas, se puede saber de qué objeto o superficie se trata ⁴¹.

Entre otras aplicaciones, la teledetección es un recurso muy útil en el análisis de la distribución de especies mejorando así la predicción de los modelos a nivel de extensión y de resolución espacial (tamaño de píxel) ^{39,42}. En los modelos de distribución de especies, la variable respuesta suelen ser los datos de presencia/ausencia o de abundancia que están disponibles ⁴³, que en su mayoría provienen de herbarios, colecciones de museo, atlas, estudios de campo a gran escala o recolección de grupos de ciencia ciudadana. Sin embargo, estos datos pueden tener una serie de limitaciones correspondientes a sesgos de muestreo o inexactitudes en la georreferenciación o taxonomía ⁴⁴. La teledetección aplicada al monitoreo de la biodiversidad trabaja mediante la energía reflejada o emitida por la cubierta y superficie terrestre, que varía dependiendo del tipo de ambas (Figura 3).

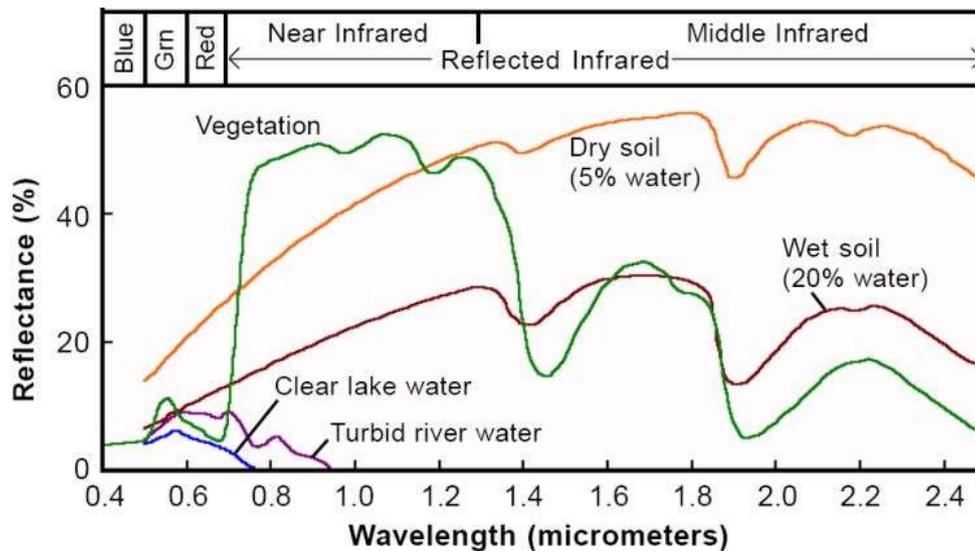


Figura 3. Firma espectral de diferentes coberturas naturales terrestres ⁴⁵.

Gracias a su capacidad para captar radiación de la cubierta terrestre, la gran utilidad de la teledetección aplicada al monitoreo de la biodiversidad es su capacidad para generar y obtener variables predictoras más integradoras de los procesos ecológicos que las climáticas usadas convencionalmente, y que además afectan a la distribución de especies y la disponibilidad de hábitat. Las variables climáticas usadas en los modelos de especies convencionales vienen derivadas de datos espaciales interpolados, lo que hace que se pierda información en ciertas zonas, mientras que los productos de teledetección son más continuos y con una resolución mayor, tanto espacial como temporal, lo que minimiza la pérdida de información. En este trabajo se proponen las variables de teledetección como complementarias o incluso alternativas a las variables climáticas usadas convencionalmente en la modelización de la distribución de especies.

Dentro de los dos tipos de teledetección, activa y pasiva, se encuentra una gran variedad de instrumentos mediante los cuales se puede llevar a cabo. Los principales instrumentos de teledetección usados en monitoreo de la biodiversidad son: Radar, LiDAR, sensores satelitales, sensores a bordo de vehículos aéreos como aviones o drones, y cámaras infrarrojas, entre otros. En la Figura 4 se muestra un ejemplo de cómo trabajan los diferentes sensores y técnicas. Actualmente existe un gran abanico de posibilidades donde el uso de un tipo de sensor u otro, viene condicionado por el estudio en sí, dependiendo de la resolución espacial a la que se está trabajando, la resolución temporal y el tipo de datos que se quieran obtener. En este trabajo se usó la teledetección satelital porque permite trabajar con datos de un periodo de tiempo muy

amplio (análisis multitemporal), para una región como es Andalucía y con un tamaño de píxel relativamente pequeño ⁴⁶ que incrementa la calidad resolutive de los datos, y, por ende, la calidad de los resultados.

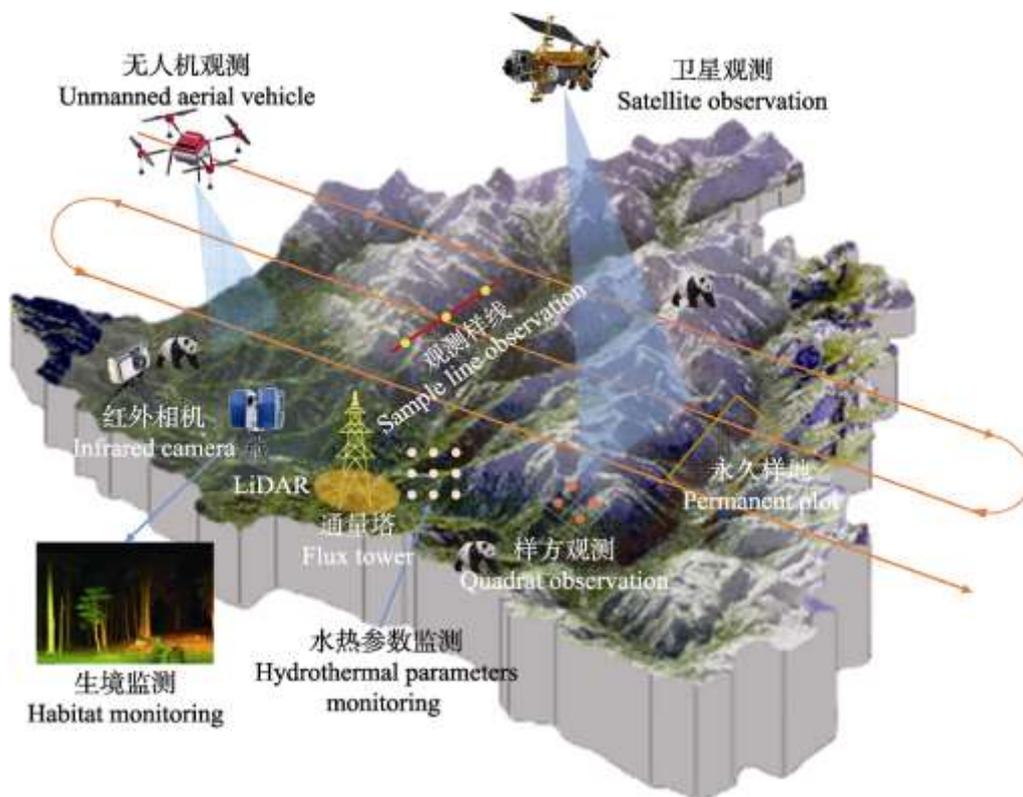


Figura 4. Ejemplo de monitoreo de la biodiversidad en la estación de observación de Waglang basado en teledetección ⁴⁷.

El análisis de tendencias del hábitat de especies, basado en modelos de nicho ecológico y teledetección satelital ¹⁹ permite la realización de un análisis multitemporal, con series de imágenes continuas en el tiempo y en el espacio que hacen que el trabajo esté mucho más cerca de la realidad. Además, con las variables de teledetección se está teniendo en cuenta aspectos de los ecosistemas que no se incluyen en los métodos convencionales. Por lo tanto, el objetivo general del trabajo es la aplicación de la metodología propuesta en Arenas Castro & Sillero (2021) bajo el marco de trabajo explicado, a una extensión más pequeña (regional), con mayor resolución espacial (píxel más pequeño) para identificar cambios de idoneidad de hábitats de una serie de especies emblemáticas (cinco grupos taxonómicos diferentes) que presentan restricciones de conservación muy elevadas. Además del objetivo principal, se proponen una serie de objetivos específicos tales como:

- Elaborar una base de datos de presencia propia de las especies objeto de estudio en Andalucía, con una resolución de 5 x 5 km.
- Testar la capacidad de varios productos de teledetección como predictores en modelos de idoneidad de hábitat.
- Evaluar la tendencia de cambios en los hábitats de cinco especies emblemáticas para relacionarlo con la pérdida del mismo y las tendencias en sus poblaciones.
- Determinar los principales factores promotores de las fluctuaciones en el hábitat de cada especie.
- Identificar nuevas herramientas que ayuden y complementen la monitoreo del estatus de conservación de especies, pudiendo conseguir que la metodología usada fuese potencialmente implementada como una herramienta de gestión más.

2. Material y Métodos.

2.1. Área de estudio (contexto geográfico).

El estudio se ha desarrollado en Andalucía, comunidad autónoma situada al sur de España. Es una región muy extensa que presenta un área total de 87268 km², con una gran variabilidad orográfica y climática. La máxima elevación de la región se da en el Parque Nacional de Sierra Nevada alcanzando los 3500 metros sobre el nivel del mar, aunque en la región predominan las montañas de altura moderada, alrededor de los 1000 metros. En cuanto al clima, Andalucía tiene influencia Atlántica y Mediterránea, aunque predomina este último caracterizado por temperaturas suaves (16°C de temperatura media anual), una gran insolación (300 días de sol al año en la mayoría del territorio) con veranos muy secos y calurosos e inviernos cortos y suaves. Los valores de precipitación van desde 170 mm en las zonas más secas a más de 2000 mm al año en las más húmedas, habiendo un gradiente claro de precipitaciones, que coincide con un marcado gradiente de aridez, en aumento de este a oeste. Esta gran variabilidad en todo el territorio provoca que presente una gran variedad de especies, hábitats y ecosistemas, siendo incluida en uno de los hotspots de biodiversidad global ^{48,49}. De todas las especies terrestres de flora y fauna de España, el 60% se pueden encontrar en Andalucía, además de la mitad de los taxones endémicos de flora y sobre el 64% de mamíferos endémicos de la Península Ibérica ⁵⁰. La riqueza ambiental hace que más del 30% de la superficie de Andalucía presente alguna figura de protección para su preservación ⁵¹.

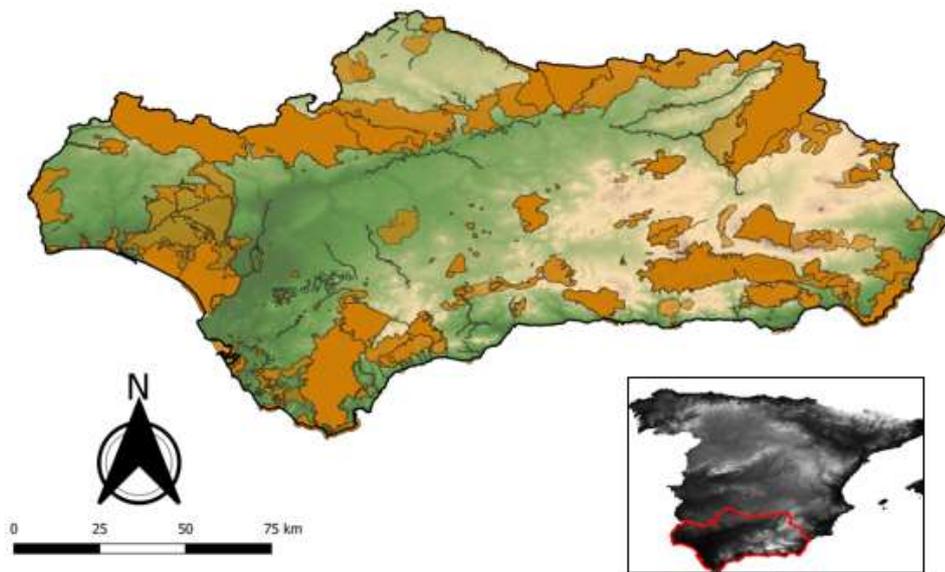


Figura 5. Ubicación y área de Andalucía en la que se incluye la Red de Espacios Naturales Protegidos (RENPA) representada con polígonos de color naranja. Dentro de la RENPA se incluyen todas las Figuras de protección de la comunidad, incluyendo: Monumentos Naturales, Paisajes Protegidos, Parajes Naturales, Parques Naturales, Parques Nacionales, Parques Periurbanos, Red Natura 2000, Reservas Naturales, ZEC y ZEPA. Fuente: Elaboración propia.

2.2. Obtención de datos de las especies seleccionadas.

Para el presente trabajo se seleccionaron cinco especies emblemáticas en la región, una por cada grupo taxonómico: flora (*Abies pinsapo*), anfibios (*Alytes dickhilleni*), aves (*Aquila adalberti*), reptiles (*Podarcis carbonelli*) y mamíferos (*Lynx pardinus*) (Figura 6).

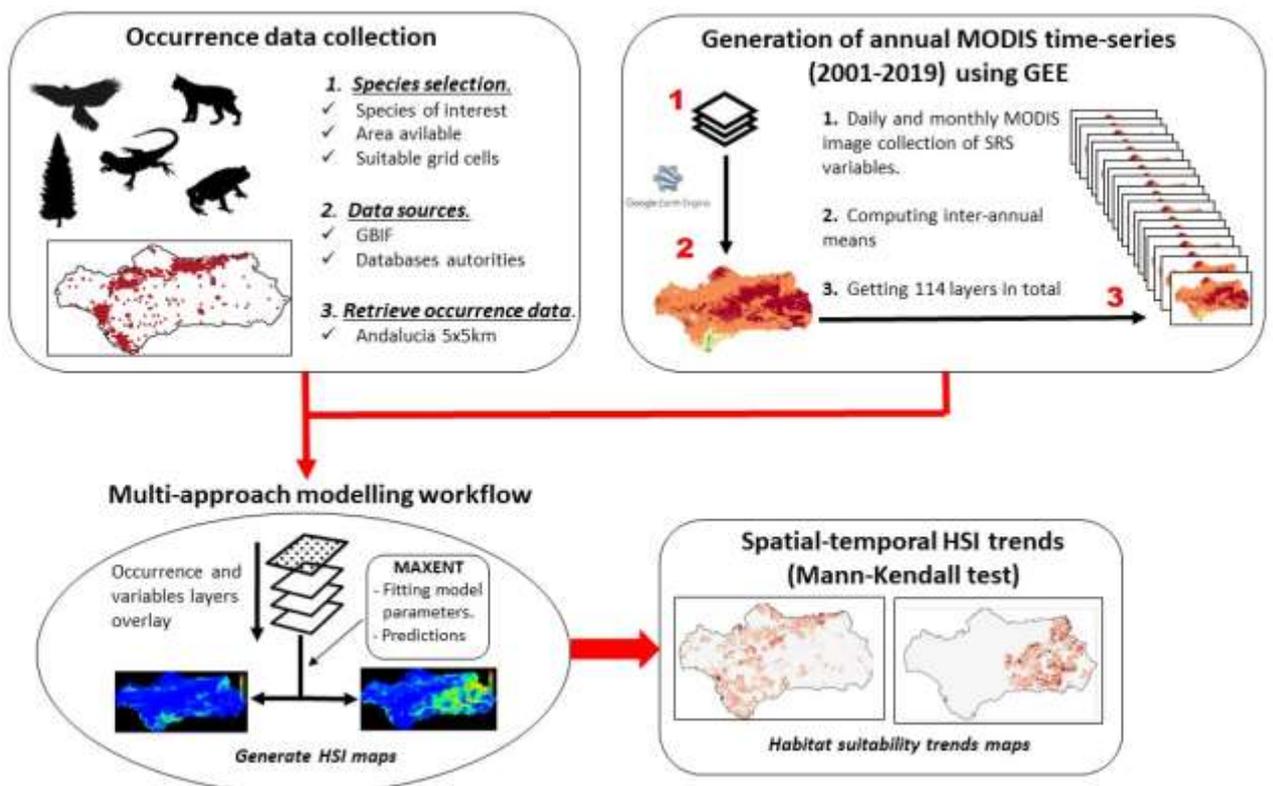


Figura 6. Diagrama de flujo de trabajo del presente estudio. Fuente: Elaboración propia.

El motivo de esta selección fue tener representados todos los grupos taxonómicos por especies endémicas catalogadas como amenazadas o muy amenazadas, combinándose en algunos casos con la característica de ser emblemáticas. Son denominadas como emblemáticas por ser especies de flora y fauna autóctonas de la región que se encuentran en peligro de desaparición. Se ejemplifica con especies como el lince Ibérico (*Lynx pardinus*) o el águila imperial Ibérica (*Aquila adalberti*), dos especies endémicas de la Península Ibérica que siendo emblemáticas presentan un estatus de conservación muy amenazado. De forma más específica, todas las especies seleccionadas fueron:

- **Pinsapo (*Abies pinsapo*):** especie de abeto relictas y endémica de serranías de la comunidad Andaluza, donde encuentra su límite de distribución natural más meridional, por lo que habita en zonas con bastante altura donde encuentra las condiciones óptimas de temperatura y precipitaciones para su supervivencia. Más concretamente, en pendientes con orientación norte de Sierra Bermeja, Sierra de las Nieves y Grazalema con altitudes entre 1000 – 1700 metros, donde puede garantizar una humedad mínima en la época estival muy seca del clima Mediterráneo. Las principales amenazas para esta

especie son la subida de temperaturas por el cambio climático, los patógenos, el pastoreo y los incendios forestales ^{24,52}.

- **Sapo partero Bético (*Alytes dickhilleni*):** es un sapo endémico de sistemas montañosos del sureste de la Península Ibérica, también presenta carácter relicto. Está catalogada como “Vulnerable” por la UICN. Por lo tanto, se relaciona mayormente con hábitats de montaña, aunque también se han identificado individuos a nivel del mar. Para la reproducción buscan charcas y arroyos disponibles. Su alimentación se compone principalmente de invertebrados. Se pueden encontrar principalmente en zonas forestales o de cultivo, siendo su mayor amenaza la transformación de hábitats y la degradación de los medios acuáticos donde se reproducen ^{53,54}.
- **Águila imperial Ibérica (*Aquila adalberti*):** especie endémica de la Península Ibérica con un gran valor emblemático, que divergió hace un millón de años de otra especie llamada *Aquila heliaca* ⁵⁵. Actualmente se encuentra catalogada como “Vulnerable” por la UICN. Nidifica en zonas con un clima cálido y seco en verano, y más húmedo en las demás estaciones, además prefiere la masa forestal a las zonas de cultivo. Su principal amenaza la compone la destrucción y transformación del hábitat, por el paso de zonas arbóreas a cultivos principalmente ^{55,56}.
- **Lince Ibérico (*Lynx pardinus*):** especie endémica de la Península Ibérica que ha estado muy amenazada en los últimos años. Gracias a su carácter emblemático y a la implicación de diferentes instituciones, se ha conseguido recuperar y pasar de estar catalogado como en “Peligro crítico” por la UICN a “En peligro” ⁵⁷. A escala regional, la presencia de lince se correlaciona con la cobertura de matorral y la presencia de conejos, los cuales compone un porcentaje muy alto de la dieta del lince, de manera negativa le afectan las plantaciones forestales de pinos y eucaliptos ⁵⁸. Una de sus mayores amenazas es la fragmentación de hábitats por construcciones de carreteras ⁵⁹.
- **Lagartija de Carbonell (*Podarcis carbonelli*):** especie endémica de la Península Ibérica adaptada a ambientes húmedos que pasa su mayor tiempo de vida en tierra. Se han encontrado el número de días de heladas y el grado de aridez como variables importantes para explicar su presencia ⁶⁰. En el Parque Nacional de Doñana, que es el único lugar donde se localiza de toda la región Andaluza, se encuentra bajo alcornoques, pinares y/o matorral xerófilo. Como principales amenazas para esta especie se encuentran los incendios forestales y la degradación de las dunas de Doñana. Se alimenta de insectos solamente mediante búsqueda activa ⁶¹.

Los datos de presencias de las especies fueron recolectados a partir de dos fuentes principales, *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF; <https://www.gbif.org/>) y bases de datos del organismo competente de la región, la Junta de Andalucía en este caso (Tabla 1). Tras la obtención se hizo un filtrado de datos donde se eliminaron duplicados, errores de nomenclatura y puntos no coherentes con programas como R (función `na.omit()`) y QGIS, con la finalidad de reducir los posibles sesgos existentes potencialmente influyentes en los resultados del modelo^{23,62}. Se estableció una misma resolución espacial para todos los datos; plantilla de cuadrículas con celdas de 5×5 km para toda la región (sistema de coordenadas WGS84). Se seleccionaron estas celdas de 5×5 km por presentar una resolución relativamente alta considerando el área de la región en la que se trabajó. Además, la base de datos de presencias de la Junta de Andalucía se encontraba disponible a esta resolución. Con respecto a los datos recabados desde GBIF, y que presentaban resoluciones espaciales iguales o por debajo de los 5 km de lado de píxel seleccionados para este trabajo, se hizo un agregado a los centroides de las celdas de la cuadrícula de 5km de lado con la función `aggregate` en R para estandarizar todos los datos de presencia que se introdujeron posteriormente en el modelo. Una vez se realizó este procedimiento se comprobó que hubiese un número mínimo de 10 centroides (presencias) para cada especie. También se tuvo en cuenta la temporalidad de los datos, pues todas las presencias fueron seleccionadas dentro del mismo periodo de tiempo considerado con posterioridad para el cálculo de las variables predictoras (2001-2019). Tras realizar toda esta serie de pasos, se creó una base propia de datos de presencias.

Tabla 1. Resumen de las especies objeto de estudio y las fuentes de obtención de los datos.

Species	COD	Total (≤ 5 km) / Final (5km) presences	Level IUCN	Population trends (IUCN)	Presences Source
<i>Abies pinsapo</i>	Abipin	9773 / 396	Endangered	Increasing	- GBIF - Junta de Andalucía databases
<i>Alytes dickhilleni</i>	Alydic	1262 / 1185	Vulnerable	Decreasing	- GBIF - Junta de Andalucía databases
<i>Aquila adalberti</i>	Aquada	10985 / 2081	Vulnerable	Increasing	- GBIF - Junta de Andalucía databases
<i>Lynx pardinus</i>	Lynpar	507 / 507	Endangered	Increasing	- Junta de Andalucía databases
<i>Podarcis carbonelli</i>	Podcar	106 / 104	Endangered	Decreasing	- GBIF

2.3. Obtención y descripción de los productos de teledetección seleccionados.

En el presente trabajo, se usaron solamente predictores provenientes de productos de teledetección satelital para representar características esenciales del funcionamiento de los ecosistemas y su dinámica, por ejemplo, ciclo del carbono o balance o dinámica de la energía o el agua (Figura 6) ⁶³, además de factores climáticos y de carácter antrópico (Tabla 2). Inicialmente se seleccionaron nueve productos derivados del sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) que describen distintos tipos de cambios en el hábitat. MODIS es un sensor instalado a bordo de dos satélites, Terra y Aqua, de un programa de observación de la Tierra procedente de la NASA. El satélite Terra fue lanzado en 1999, y Aqua en 2002, y toman imágenes de la Tierra diariamente ⁶⁴. La resolución temporal, añadida a la gran batería de productos listos para usar al estar corregidos radiométrica y atmosféricamente, más el tamaño de píxel idóneo para estudios a escala regional-global que proporciona MODIS, hace que este sensor sea el más interesante para el presente trabajo. Si bien todos los productos que proporciona MODIS están listos para su uso, la variable albedo (ALB) no está calculada finalmente, sino que se hace a partir de 4 subproductos: Albedo blanco (white Albedo) y albedo

negro (black Albedo) tanto para el espectro visible (VIS) como para el infrarrojo cercano (NIR). Por lo tanto, para el albedo se disponía de 4 imágenes distintas por año. El albedo total a partir de los subproductos indicados anteriormente se calculó mediante la siguiente fórmula:

$$\frac{ALB_{B_{vis}} + ALB_{W_{vis}}}{2} + \frac{ALB_{B_{nir}} + ALB_{W_{nir}}}{2}$$

Ecuación 1. Ecuación cálculo de Albedo total a partir de los productos del sensor MODIS.

Siendo $ALB_{B_{vis}}$ la imagen para el Albedo negro en el espectro visible, $ALB_{W_{vis}}$ imagen para Albedo blanco en el espectro visible, $ALB_{B_{nir}}$ para el Albedo negro en el infrarrojo cercano y $ALB_{W_{nir}}$ para el albedo blanco en el infrarrojo cercano ⁶⁵.

Las variables seleccionadas son de diversa naturaleza, y fueron seleccionadas teniendo en cuenta los cambios naturales de vegetación, (como los índices de vegetación NDVI y EVI) o de productividad (GPP), productos que representan cambios antropogénicos como la reflectividad de la superficie (SR) o la cobertura del suelo (LC), o productos que informan sobre cambios climáticos como la temperatura de la superficie terrestre (LST) (Tabla 2).

Tabla 2. Resumen de las variables candidatas derivadas del sensor MODIS computadas en Google Earth Engine consideradas para el estudio.

<i>Variable</i>	Code	MODIS product	Years availables	Pixel Size	Proxy
Albedo	ALB	MCD43A3.006	2000 - 2021	500 m.	Surface properties
Evapotranspiration*	ET	MOD16A2.006	2001 - 2021	500 m.	Energy and water balances
Enhanced Vegetation Index*	EVI	MOD13Q1.006	2000 - 2021	250 m.	Primary production
Gross Primary Productivity	<i>GPP</i>	<i>MOD17A2H.006</i>	2000 - 2021	500 m.	Energy balance
Land Surface Temperature*	LST	MOD11A1.006	2000 - 2021	1 km.	Heat dynamics
Normalized Difference Vegetation Index	NDVI	MOD13Q1.006	2000 - 2021	250 m.	Primary production
Normalized Difference Water Index*	NDWI	MOD09GA.006	2000 - 2021	500 m.	Water dynamics
Surface Reflectance*	SR	MOD09A1.006	2000 - 2021	500 m.	Earth dynamics
Land Cover (Type 3)*	LC	MCD12Q1.006	2001 - 2019	500 m.	Land use changes

(*) **Selected variables.**

De entre todas las clasificaciones disponibles de MODIS para la variable “*Land Cover*” se seleccionó el tipo 3 (Tabla 4 - Anexo), el cual hace una clasificación de la cobertura del suelo a partir del índice de área foliar anual (Annual Leaf Area Index; LAI). Todas las variables, tanto las originales como los subproductos a partir de los cuales se calculó el albedo, fueron computadas con su resolución espacial original y posteriormente se agregaron a cuadrículas de 5×5 km usando la plataforma computacional online Google Earth Engine (GEE; <https://earthengine.google.com>)⁶⁶. En todos los predictores se extrajo la media anual para cada año en el periodo de 2001 – 2019, ambos incluidos (19 años). Este periodo de tiempo fue seleccionado por ser el único en el que todas las variables presentaban continuidad anual. A continuación, una vez exportadas las variables en formato raster (.tif), se realizó un recorte usando el *shapefile* de la comunidad andaluza mediante la función ‘crop’ del paquete ‘raster’ en R. La media de las variables en estos 19 años también se calculó para observar la variabilidad dentro del área de estudio (Mapas media variables – Anexo).

Para evitar un sobreajuste en el modelo como consecuencia de una alta colinealidad entre los predictores seleccionados, se llevó a cabo un test de multicolinealidad (Test multicolinealidad - Anexo). Como la resolución temporal del estudio es muy amplia, de 19 años, la correlación se calculó en años representativos con un intervalo de tres años entre ellos (2001, 2004, 2007, 2010, 2013, 2016, 2019), además de la media inter-anual considerando todos los años. El test de multicolinealidad se llevó a cabo mediante el coeficiente de correlación de Spearman y el factor de inflación de la varianza (Variance Inflation Factor; VIF), con la función ‘vifstep’ del paquete ‘usdm’ en R. Los predictores que fueron seleccionados para calibrar el modelo se definieron considerando tests estadísticos y distinta literatura científica. Como límite se marcaron el valor de 0.8 para el coeficiente de Spearman y 4 para el VIF, por lo tanto, se seleccionaron todas las variables que presentaban valores por debajo de los marcados para cada índice. Aunque existen autores que marcan el límite en valores superiores de hasta 10 para el VIF⁶⁷, estudios más recientes señalan que el límite debería marcarse entre 3-5 en casos estadísticos similares a los modelos de distribución de especies⁶⁸. Tras el proceso de análisis de multicolinealidad se eliminaron las variables correlacionadas, quedando seis variables predictoras finales (indicadas con * en Tabla 2).

2.4. Índice de disponibilidad de hábitat (*habitat suitability index - HSI*).

El índice de disponibilidad de hábitat (HSI), cuyos valores oscilan entre 0 y 1, se utiliza para identificar la capacidad de un hábitat para sustentar una especie de interés ⁶⁹. El Servicio de Pesca y Vida Silvestre estadounidense lo usó por primera vez en 1981 para la conservación de especies singulares ⁷⁰. La eficacia de este índice viene condicionada por la validación de los datos de los que se dispone para el cálculo. Por tanto, los modelos basados en HSI proporcionan información muy explícita del estado de los hábitats en base a la relación con las especies ⁷¹. En este caso como se dispone de una serie temporal amplia de datos a partir de los cuales obtener el HSI, se comparará el valor del índice para cada año (Figura 6). Esto aportará información muy importante sobre la tendencia que ha seguido el hábitat a lo largo del periodo de tiempo considerado.

2.5. Ajuste y evaluación del modelo.

Para la obtención de modelos potenciales del índice de disponibilidad de hábitat para cada especie (*habitat suitability index - HSI*), se calcularon modelos de nicho realizado desarrollados con Maxent v3.4.1. (http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/). Maxent (Maximun Entropy Algorithm) es un algoritmo de uso general que usa datos de solo presencia y de fondo (*background*) para calcular la disponibilidad de hábitat ⁷². Se usó Maxent porque está considerado como uno de los algoritmos de mejor desempeño ⁷³, demostrado incluso con tamaños de muestra pequeños ⁷⁴ como puede producirse con especies tan amenazadas como las del presente trabajo. Los métodos de presencia – fondo comparan las condiciones ambientales disponibles dentro del área de estudio con las condiciones en las que habitan las especies, que están representadas por los datos de presencia. Para la calibración del modelo, se seleccionaron los parámetros que están marcados por defecto en Maxent tal y como recomiendan sus creadores ⁷³. Se realizaron 10 repeticiones para cada modelo anual de cada especie, y se seleccionó el 70% de las presencias como datos de entrenamiento, y el 30% restante para la validación ⁷³. Tras el proceso de modelado se obtuvieron 950 modelos individuales resultantes de la combinación del número de repeticiones (10), las especie usadas (5) y la resolución temporal del estudio (19 años). Maxent fue calibrado usando la función clog-log debido a las robustas predicciones que es capaz de proporcionar ⁷².

A pesar de ser controvertido ⁷⁵⁻⁷⁷, se usó el área bajo la curva (*Area under the curve; AUC*) para evaluar el rendimiento de los modelos, ya que es una métrica muy robusta y proporcionada

directamente por Maxent, para medir la capacidad del modelo de discriminar presencias de ausencias ⁷⁸. Los valores de AUC se encuentran dentro de un rango comprendido entre 0 y 1, indicando los valores inferiores a 0.7 un rendimiento pobre, valores entre 0.7 y 0.9 un rendimiento moderado y valores por encima de 0.9, y por tanto cercanos a 1, un rendimiento muy bueno. Cuanto más se acerque a la unidad, más preciso será el modelo ⁷⁹.

2.6. Análisis de tendencias del hábitat disponible.

Con la finalidad de determinar los cambios y fluctuaciones en el índice de disponibilidad de hábitat de cada especie para el periodo de tiempo considerado (2001-2019), y gracias al uso de series de tiempo de datos de satélite y modelos de nicho ecológico, se aplicó un enfoque de análisis de tendencias sobre los 19 modelos de hábitat para cada especie mediante el test de Mann-Kendall a través de la función “MannKendall” que proporciona el paquete “Kendall” de R (Figura 6). Este test se realizó considerando las medias anuales de los modelos de disponibilidad de hábitats calculados para cada especie. El test de Mann-Kendall es un test no paramétrico usado para la detección de tendencias (en base a la pendiente del modelo) a lo largo de una serie de tiempo ^{80,81}. Lo que hace esta función de R es analizar diferencias en los signos de la pendiente de dos fechas consecutivas para detectar los cambios. Si existe un cambio de un año a otro, habrá una tendencia, por lo que el valor del signo tiende a incrementarse o disminuir. Tomando como base lo explicado, se calcularon las pendientes a un nivel de confianza del 95%, por píxel y para cada especie para los 19 modelos de índice de disponibilidad de hábitat considerando los 19 años del periodo de tiempo del estudio (2001-2019). En definitiva, lo que se realiza es un análisis, píxel a píxel, de las pendientes (tendencia) para cada especie durante los 19 años en base a los valores del índice de hábitat disponible.

3. Resultados y discusión.

3.1. Rendimiento de los modelos de disponibilidad de hábitats.

En general, todos los valores medios de AUC se encuentran por encima de 0.75, lo que indica que los modelos han tenido un rendimiento muy bueno. De forma más detallada se ve cómo la especie cuyos modelos predicen mejor es la lagartija de Carbonell (*Podcar*), mientras que los modelos con capacidad predictiva más baja corresponden al águila imperial (*Aquada*). A pesar de que el AUC es independiente a la prevalencia (proporción de sitios muestreados donde una especie está presente) las diferencias en cuanto a los valores de AUC entre las especies objeto

de estudio podrían estar relacionadas con el carácter generalista o especialista de estas y la relación con los factores ambientales. Por ejemplo, la lagartija de Carbonell es la especie que presenta una distribución más concentrada (restringida), mientras que el águila imperial se encuentra distribuida prácticamente por toda el área de Andalucía. Con respecto a las demás especies, también se confirma esta afirmación, pues el orden de mayor a menor valor de AUC es de pinsapo, sapo partero Bético y lince Ibérico, coincidiendo con el orden de mayor a menor concentración de los datos de presencias.

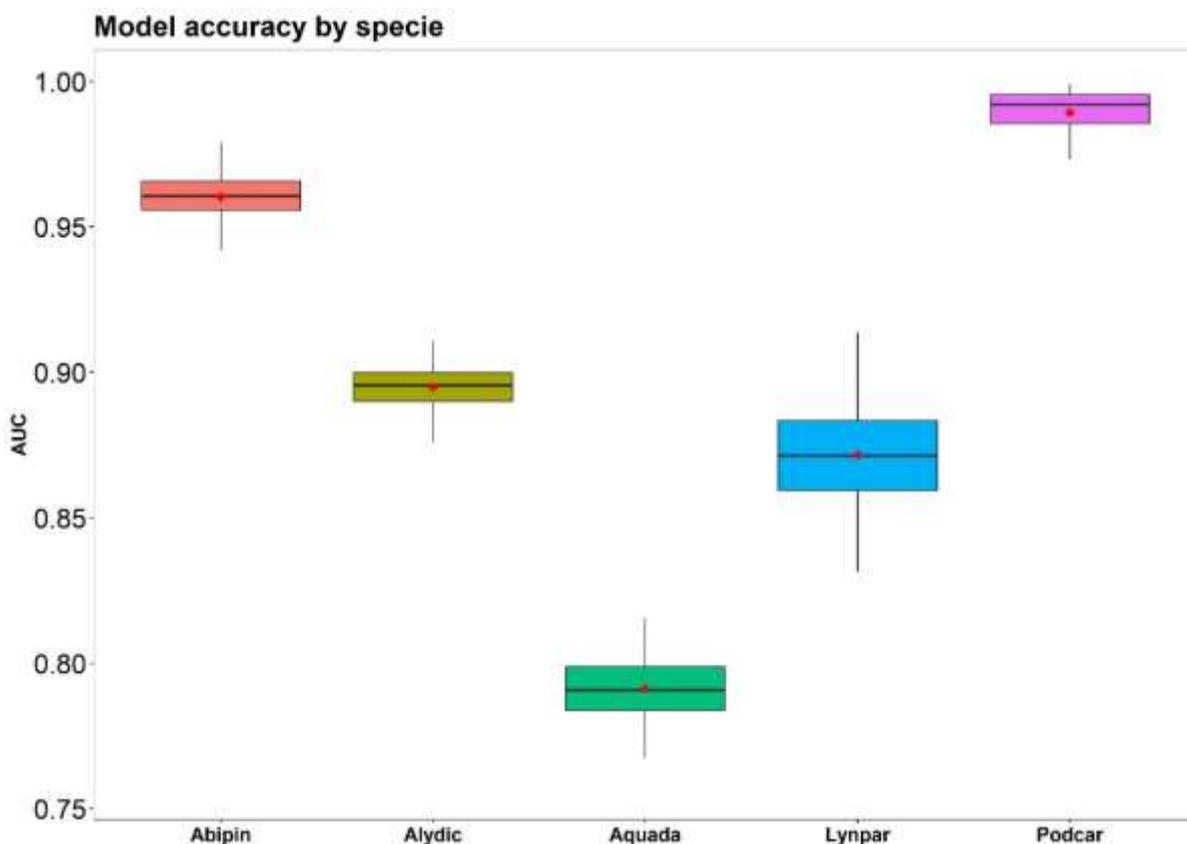


Figura 7. Comparación relativa del área bajo la curva (AUC) de los modelos ENM calibrados para cada especie de estudio. Cada Figura representa la mediana del AUC por una línea horizontal, los cuartiles (1º y 3º) con la anchura de la caja y la desviación con la longitud de las líneas verticales. El punto rojo muestra el AUC medio para cada modelo considerando los 19 años del periodo 2001-2019.

3.2. Contribución de las variables predictoras a los modelos.

En general, las variables predictoras que más han influido en los modelos están relacionadas con la cobertura del suelo (ej. LC), el clima (ej. LST) y el balance energético y de agua (ej., ET) (Figura 8). La interpretación del efecto de estos predictores en la disponibilidad de hábitat de la mayoría de las especies objeto de estudio, está relacionada con los cambios acelerados por el modo de actuar del hombre, y la nueva época que varios expertos han denominado como

Antropoceno. Los seres humanos nos hemos convertido en los grandes agentes del cambio mundial, influyendo con nuestra actividad en todos y cada uno de los procesos naturales⁸². Con respecto al cambio del uso del suelo por acción del ser humano, efecto que puede verse en la variable de cobertura del suelo seleccionada, ya en 2005 se citó como uno de los principales causantes de la pérdida de biodiversidad mundial⁸³. El clima y el balance de energía también están enormemente influenciados por el ser humano debido a la emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera, entre otros motivos, que repercuten enormemente en la dinámica global⁸². Esto muestra que las variables de teledetección usadas en el modelo presentan una gran capacidad predictiva de nicho de las especies en general, y en este caso de la disponibilidad de hábitat.

De forma más específica, hay modelos de especies donde se cumple completamente esta norma, como en el caso del pinsapo y del lince, mientras que en otras especies entran en juego otros predictores complementando siempre a alguno de los principales mencionados con anterioridad (Figura 8). En el caso del pinsapo, la cobertura del suelo es la variable que más contribuye, siendo además la existencia de cobertura de matorral la clase que más aumenta la probabilidad de presencia de la especie, como se puede observar en la curva de respuesta (Figura 46 – Anexo). Se corresponde con el “Atlas de hábitats de España” el cual ubica los pinsapares en bosques montañosos con una cantidad suficiente de matorral⁸⁴. Tras la cobertura el suelo, son la temperatura superficial (LST) y la evapotranspiración (ET) las dos variables que más destacan con respecto a las demás. La evapotranspiración muestra el balance de agua entre la vegetación y el ciclo del agua, por lo que un valor elevado significa una pérdida considerable de agua. El pinsapo tiene su punto óptimo de probabilidad de presencia sobre los 20°C de temperatura superficial del suelo (Figura 47 – Anexo), y valores bajos de evapotranspiración para que haya suficiente humedad en el ambiente (Figura 44 - Anexo). Por lo tanto, estos resultados confirman la distribución restringida a zonas más frescas y húmedas que le permiten soportar los extremos del clima Mediterráneo⁸⁵. Las demás variables se consideraron como no influyentes prácticamente en la modelización de esta especie por no superar el 10% de contribución (Figura 8).

En el caso del sapo partero (*Alydic*), a pesar de que la cobertura (LC) y la temperatura superficial (LST) contribuyeron al modelo, también fue importante el EVI, ya que aporta información sobre la biomasa y productividad. Este índice de vegetación tiene mayor relevancia en esta especie puesto que su hábitat está asociado a la vegetación en mayor medida que otras especies

similares, ya sea en zonas forestales o de cultivo ⁵⁴. Si bien los datos obtenidos muestran como la probabilidad de presencia de sapo partero Bético es más elevada con una vegetación sana pero no excesivamente abundante (valores de EVI alrededor de 0.2 sobre 1; Figura 45 - Anexo). Este hecho está también vinculado con lo obtenido para la cobertura del suelo, ya que las clases de cobertura que indican una mayor probabilidad de que habite la especie son las correspondientes a matorrales y a bosques caducifolios de hoja ancha (roble, castaño o haya entre otros), además del cultivo (olivo, almendro, etc.), aunque este último en menor medida. Atendiendo a la temperatura superficial vemos cómo la especie se encuentra en zonas con temperaturas suaves, alrededor de 20°C. Son temperaturas muy similares a las óptimas para el pinsapo, y es que el sapo partero se está viendo desplazado a zonas montañosas con humedales que presentan una menor degradación antrópica que las zonas bajas, mucho más accesibles para los seres humanos debido a que son más productivas y accesibles ⁵⁴.

Para el águila imperial Ibérica (*Aquada*) se vuelve a repetir el patrón con la cobertura del suelo (LC) y la evapotranspiración (ET), y además también obtiene una gran relevancia el EVI. Siendo una de las principales amenazas de esta ave, la transformación de zonas arbóreas a zonas de cultivo, debido a que los árboles sin perturbaciones son sus preferidos para la nidificación ⁵⁶, se pueden verificar los resultados obtenidos para la variable de cobertura. Estos resultados muestran clases como las dehesas, con hasta un 60% de arbolado, además de los bosques de hoja ancha perenne, con mayor probabilidad de presencia (Figura 46 - Anexo). Por el mismo motivo el índice de vegetación EVI muestra un ascenso en la probabilidad de presencia a partir del 0.2, llegando a la máxima probabilidad en torno al 0.8, por lo que la vegetación, en este caso de arbolado, se hace indispensable para el águila imperial Ibérica (Figura 45 - Anexo). La necesidad de arbolado con cierta altura reside en la capacidad de evitar perturbaciones humanas que tienen, a la igual manera que prefieren anidar en árboles de zonas sin tránsito humano. También se hace necesaria la vegetación de una menor altura para la existencia de las presas principales de la especie como el conejo o la liebre ⁵⁶. Con respecto a la evapotranspiración, el óptimo se encuentra en valores bajos, por debajo de 10, entendiéndose así que no habita zonas donde la evaporación de agua, y por tanto la humedad, sean muy elevadas (Figura 44 -Anexo).

Atendiendo a los resultados obtenidos para el lince Ibérico (*Lynpar*) las variables que más contribuyeron al modelo fueron la cobertura terrestre (LC), la temperatura superficial (LST) y la evapotranspiración (ET), en ese orden. La cobertura con una mayor probabilidad de presencia obtenida fue la clase 4 (Figura 46 – Anexo), correspondiente a sabanas con una cobertura

arbórea entre el 10-60%, que en el caso de Andalucía se corresponden con las dehesas. Sin embargo, comparando con la bibliografía consultada se observa como el matorral es imprescindible para la presencia de lince de forma indirecta, pues es el hábitat preferido del conejo, presa principal (70% de la dieta) del lince⁵⁹. Que la presencia del lince sea más probable dentro de la clase de dehesa significa que debe haber cierto estrato de matorral. De la misma manera las siguientes clases con una probabilidad de presencia del lince más elevada son zonas con cultivos también muy atractivos para los conejos (Figura 46 – Anexo). Con respecto a la temperatura, los resultados muestran que la especie está presente en zonas con unas temperaturas elevadas (30°C) (Figura 45 - Anexo). Este resultado se debe a que el estudio está acotado dentro de la comunidad andaluza donde las temperaturas medias son altas generalmente, y existe este sesgo. Si se observa el mapa de presencias del lince Ibérico en Andalucía (Figura 12) se entienden estas temperaturas tan elevadas, puesto que se encuentra en zonas de clima Mediterráneo extremo como en la provincia de Córdoba, donde se alcanzan las temperaturas más altas en verano. En relación con la evapotranspiración, zonas con un clima tan seco y con poca vegetación como es la dehesa, no presenta como valor óptimo de presencia un valor elevado de evapotranspiración (Figura 44 - Anexo).

Con respecto a la lagartija de Carbonell, es la variable cobertura del suelo (LC) la que monopoliza prácticamente el modelo, llegando a alcanzar hasta un 75% de contribución en el mismo. Dentro de esta variable, tan sólo una clase muestra una probabilidad de presencia más elevada que el resto. Se trata de la clase correspondiente a zonas de pradera o cultivos, con una cobertura herbácea o de vegetación no muy elevada. Esto está relacionado con el hábitat de la especie que se encuentra en zonas de matorrales aclarados antes que, en zonas con una alta cobertura vegetal, concretamente en Andalucía en las dunas herbáceas de Doñana⁶¹. Cabe destacar además que esta lagartija es una especie que está muy relacionada con ambientes húmedos, de ahí que sea la especie de entre todas las del trabajo que mayor probabilidad de presencia tiene en cuanto mayor es el valor de evapotranspiración (Figura 44 - Anexo).

Toda la correlación encontrada entre la bibliografía previa y los resultados obtenidos para todas las especies de este trabajo demuestra la necesidad de tener en cuenta las variables de teledetección como fuente de datos útiles para predecir la disponibilidad de hábitat de las especies. Son variables que no sólo informan acerca del clima o cambios de uso, sino que además complementan esta información con datos sobre el funcionamiento de los ecosistemas,

tales como el balance energético o la productividad primaria ⁸⁶ . Una mayor cantidad, y sobre todo calidad de datos (series tiempo más largas, diferentes tamaños de píxel, etc.) de más diversa índole permitirán realizar trabajos de monitoreo de la biodiversidad mucho más acordes con la realidad ⁸⁷ . Por ende, la utilidad de este tipo de trabajos será también mayor para ayudar a gestionar y actuar de manera más precisa en espacios protegidos, entre otras aplicaciones.

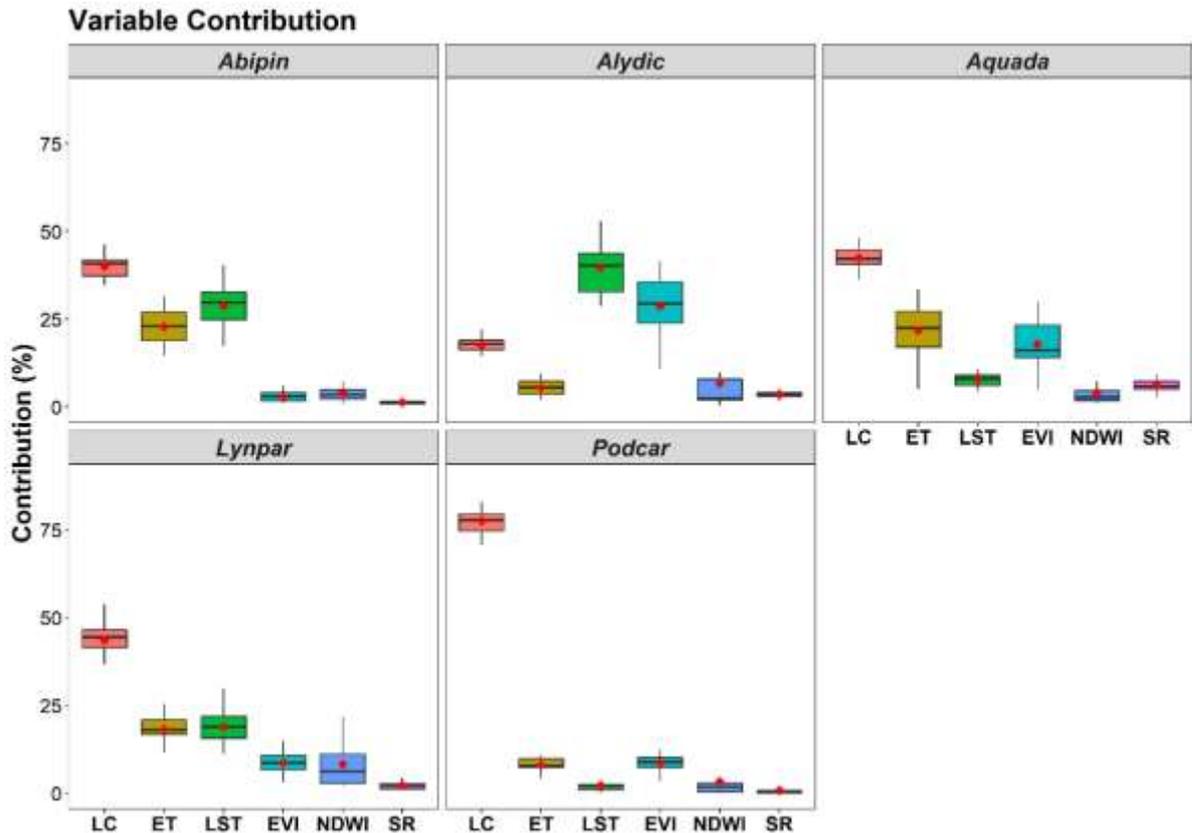


Figura 8. Contribución de las variables a los modelos de hábitat de Maxent para cada especie de estudio. Cada Figura representa la mediana de la contribución por una línea horizontal, los cuartiles (1º y 3º) con la anchura de la caja y la desviación con la longitud de las líneas verticales. El punto rojo muestra la contribución media para cada modelo considerando los 19 años del periodo 2001-2019.

3.3. Mapas de tendencias de la disponibilidad de hábitat.

Los resultados muestran que, de manera general, las tendencias (medidas a partir de la pendiente) del índice de disponibilidad de hábitat (habitat suitability index; HSI) durante los últimos 19 años (2001-2019) son negativas para todas las especies objeto de estudio en Andalucía. En términos relativos, el porcentaje de píxeles con tendencia negativa fue del 60% frente al 1% de píxeles con tendencia positiva (Tabla 3). Es una evidencia de lo publicado en el último informe de la Agencia Europea del Medio Ambiente (AEMA) en octubre de 2020

llamado “State of nature in European Union” donde se alerta del mal estado de conservación de los hábitats y de las especies protegidas en toda la Unión Europea ⁸⁸. Además, se señala a la agricultura intensiva, expansión urbana, deforestación y contaminación del medio como principales causantes de esta tendencia negativa. Con los predictores seleccionados en el trabajo y obtenidos por teledetección, se recogen todos estos factores de presión a la biodiversidad. Con respecto a los píxeles resultantes sin tendencia (Tabla 3), podrían estar relacionados con zonas que no han sufrido modificación durante este periodo de tiempo, o los cambios han sido ínfimos en un sentido u otro. La inexistencia de una tendencia aparente puede deberse a que se trata de lugares cuya desnaturalización es tan alta que no puede incrementarse más, lo que supone que no se hayan producido cambios significativos en los hábitats en las últimas dos décadas.

Tabla 3. Resumen de la cantidad de píxeles con su tendencia de hábitat asociada por especie y en total. Entre paréntesis se indica el porcentaje con respecto al total por especie y acumulado.

Species	Positive Trend Pixels	No Trend Pixels	Negative Trend Pixels	Species total pixels
<i>Abies pinsapo</i>	0 (0%)	271 (68%)	125 (32%)	396
<i>Alytes dickhilleni</i>	22 (2%)	268 (23%)	895 (75%)	1185
<i>Aquila adalberti</i>	13 (1%)	897 (43%)	1171 (56%)	2081
<i>Lynx pardinus</i>	6 (1%)	160 (32%)	341 (67%)	507
<i>Podarcis carbonelli</i>	0 (0%)	66 (63%)	38 (37%)	104
Total pixels	41 (1%)	1662 (39%)	2570 (60%)	4273

Poniendo el foco de atención en cada especie de forma concreta, el pinsapo, que actualmente está catalogado como especie “En peligro” por la UICN, se recabaron datos de presencia en las únicas tres sierras donde se encuentra, ya que es una especie relictiva y endémica de esas zonas (Figura 9). Si se analiza la tendencia de disponibilidad del hábitat de la especie observamos cómo no hay un sólo píxel que presente una tendencia positiva, contra el 32% de píxeles con tendencia negativa (Tabla 3). Esto demuestra una degradación generalizada del hábitat natural del pinsapo en las últimas dos décadas. Es llamativo el hecho de que dos de las tres sierras donde se encuentra el pinsapo, concretamente Sierra de Grazalema y parte de Sierra Bermeja, estén catalogadas como Parque Natural y Paraje Natural dentro de la Red Natura 2000, respectivamente, desde hace más de 40 años. Además, Sierra Bermeja fue declarado como Parque Nacional en Julio de 2021 ⁸⁹. Siendo zonas con una protección especial siguen teniendo una tendencia negativa. Si comparamos con los datos de la UICN también presentan el mismo

sentido, ya que la tendencia poblacional del pinsapo de la que informa este organismo es negativa. Este descenso en la población puede ser debido a la degradación de las condiciones del hábitat óptimo de la especie, restringiendo cada vez más su zona habitable. Al ser el pinsapo una especie muy amenazada por la urbanización, por el cambio climático y con una capacidad nula de regeneración tras incendios, a diferencia de pinos y otras especies, estos factores se presuponen como claves en la tendencia negativa del hábitat de los resultados. Tanto es así que Sierra Bermeja se encuentra situada cerca de la Costa del Sol, una zona con gran afluencia turística que cada vez crece más en ese sentido provocando un aumento de la presión urbanística sobre el ecosistema cada vez mayor. Además, ha sufrido una gran cantidad de incendios históricamente, y sigue teniendo un riesgo muy elevado al no presentar una figura de protección en todo su territorio ⁹⁰. En Sierra de las Nieves la mayor amenaza también son los potenciales incendios que se pueden producir y que provocarían un cambio en el ecosistema, como ya pasó en el pasado con otros fuegos ⁹¹. La cobertura del suelo fue la variable más influyente en el modelo (Figura 8), lo que puede suponer que los cambios en el uso del suelo afectan directamente al futuro de especie. La pérdida de cobertura vegetal y la transformación de la cubierta en zonas urbanas afectan a la temperatura superficial, la siguiente variable más contribuyente del modelo, que aumenta aportando un motivo más para la tendencia negativa. La tercera variable con respecto a la contribución del modelo es la evapotranspiración. Concretamente valores bajos de evapotranspiración aumentan la probabilidad de encontrar pinsapo (Figura 44 - Anexo), coincidiendo completamente con los trabajos previos que sitúan a la especie en laderas húmedas y con la menor desecación posible ⁸⁵. Se propone el cambio climático como el principal factor influyente en el aumento de la temperatura superficial y evapotranspiración, alejándolas del óptimo para el pinsapo (Figuras 44 y 47 - Anexo) y coincidiendo con que es la mayor amenaza recogida para esta especie ⁸⁵.

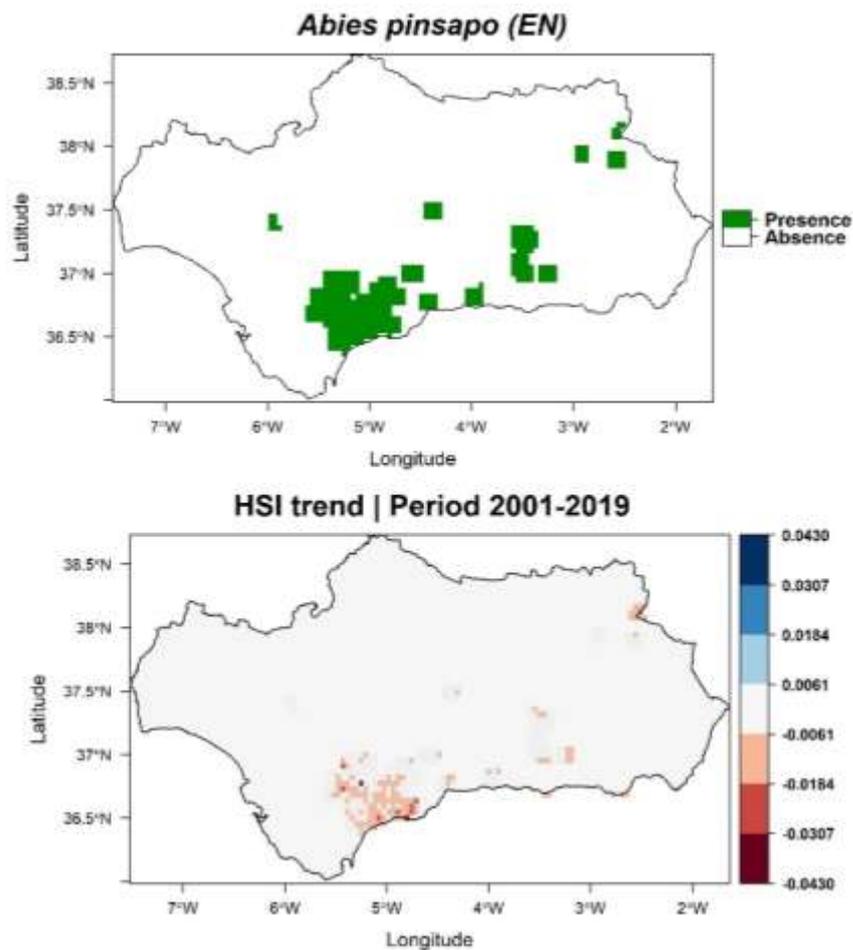


Figura 9. Parte superior: Mapa de Andalucía con las presencias recabadas para *Abies pinsapo* en píxeles de 5x5km. Parte inferior: Tendencia del índice de disponibilidad del hábitat para *A. pinsapo* en los píxeles de presencias, siendo representadas con color azul las tendencias positivas, rojo las negativas y en blanco si no existe tendencia.

El sapo partero Bético (*Alytes dickhilleni*) es una especie que está catalogada como “Vulnerable” por la UICN, que se ubica en las sierras Béticas del sudeste de la Península Ibérica, tal y como se observa en los datos de presencia obtenidos (Figura 10). La mayoría de los píxeles (75%) presentan una tendencia negativa en el hábitat demostrando un cambio en las condiciones óptimas y disponibles para la especie. Por el contrario, tan sólo un 2% muestran una evolución positiva, y un 23% sin cambios aparentes (Tabla 3) (Figura 10). Realizando una comparación con la tendencia en la población resultante de los estudios realizados por la UICN, se observa una similitud en los resultados, ya que se indica un descenso continuado en las poblaciones de la especie. Todo ello a pesar de tener un grado de restricción elevado, lo que debería desembocar en una mayor preocupación por su conservación. Atendiendo a los predictores que más contribuyen al modelo de esta especie, se encuentran el EVI y la temperatura superficial (LST) (Figura 8), dos variables muy relacionadas con la productividad

y la salud de la vegetación existente, factores que influyen en el hábitat de la especie ⁵⁴. Con respecto al EVI, según los resultados obtenidos en la curva de respuesta, son valores de vegetación sana los que aumentan la probabilidad de ocurrencia del sapo partero, correspondiéndose con la bibliografía consultada (Figura 45 - Anexo). De la misma manera presenta valores de temperatura superficial suaves (Figura 47 - Anexo), ejemplificando su afinidad por zonas de montaña. La tendencia negativa del hábitat de la especie puede estar dándose debido al cambio climático que influye en las temperaturas y en la vegetación de las zonas donde habita esta especie.

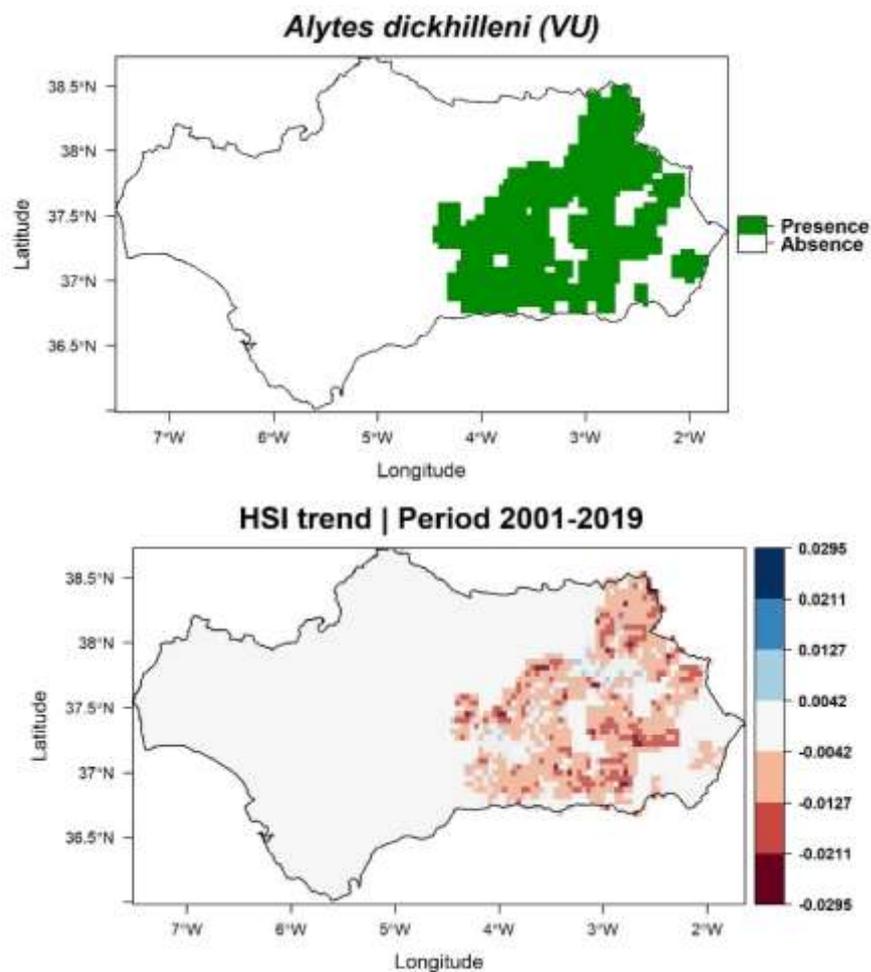


Figura 10. Parte superior: Mapa de Andalucía con las presencias recabadas para *Alytes dickhilleni* en píxeles de 5x5km. Parte inferior: Tendencia del índice de disponibilidad del hábitat para *A. dickhilleni* en los píxeles de presencias, siendo representadas con color azul las tendencias positivas, rojo las negativas y en blanco si no existe tendencia.

Por otra parte, el águila imperial Ibérica es la especie de estudio con mayor distribución en toda la región andaluza. Existen presencias para esta especie en casi todas las provincias de Andalucía, aunque destaca la cantidad de avistamientos en el suroeste (Parque Nacional de Doñana) y norte de la región (Parque Natural Sierra de Cardena y Montoro) (Figura 11). Aun teniendo un nivel de preocupación elevado, al estar catalogada como “Vulnerable” por la UICN y situados prácticamente dentro de zonas protegidas con una conservación especial, la tendencia del hábitat es negativa en la mayoría de los píxeles. Concretamente, el 56% de píxeles tienen una tendencia negativa, frente al 1% de tendencia positiva y el resto sin cambios aparentes (Tabla 3) (Figura 11). Al ser una especie emblemática, los esfuerzos por ir incrementando la población reproductora de la especie han venido y siguen siendo muy grandes, llevándose a cabo planes de recuperación basados en disminuir las amenazas y en mejorar o mantener la calidad de hábitats de la especie. Los resultados obtenidos en el presente trabajo ponen de manifiesto una problemática por la no consecución de los objetivos en materia de hábitats de los planes de recuperación. La cobertura vegetal del suelo (LC) contribuyó en gran medida al modelo de esta especie (Figura 8), siendo la dehesa la clase de cobertura que más contribuyó al modelo de presencia del águila imperial Ibérica (Figura 46 - Anexo). La tendencia negativa en la disponibilidad de hábitat de esta especie podría estar relacionada con la pérdida de calidad de su hábitat natural por causas antrópicas o naturales, como lugares dónde nidificar o territorios de caza (ej. la seca de alcornoques donde nidifica la especie a causa de un hongo patógeno). La siguiente variable más contribuyente es la evapotranspiración (ET) (Figura 8), con una mayor probabilidad de presencia de la especie en zonas con valores bajos de la misma (Figura 44 - Anexo). El índice de vegetación mejorado (EVI) es la tercera variable en el orden de contribución de modelo (Figura 8), aumentando la probabilidad de presencia del águila a la vez que aumenta el valor del índice (Figura 45 - Anexo). Ambas variables están relacionadas con la existencia de matorral indispensable para la presencia de conejos y liebres, presas principales del águila imperial Ibérica.

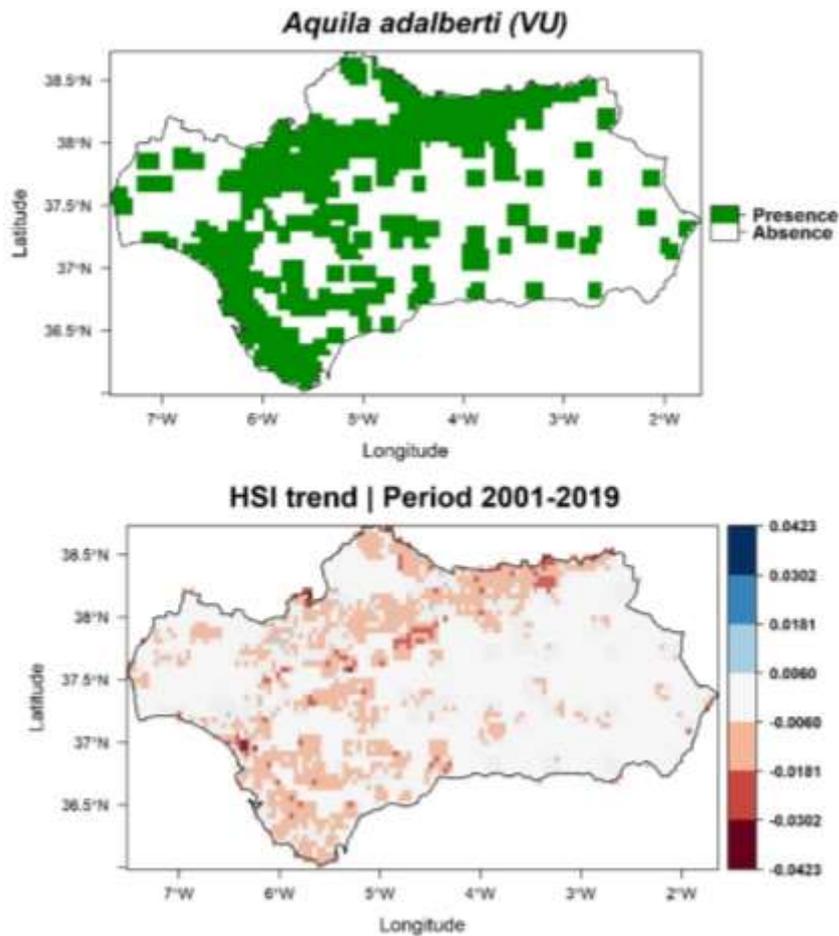


Figura 11. Parte superior: Mapa de Andalucía con las presencias recabadas para *Aquila adalberti* en píxeles de 5x5km. Parte inferior: Tendencia del índice de disponibilidad del hábitat para *A. adalberti* en los píxeles de presencias, siendo representadas con color azul las tendencias positivas, rojo las negativas y en blanco si no existe tendencia.

Con respecto al lince Ibérico ocurre algo similar al águila imperial, e incluso a mayor escala. Actualmente, esta especie se encuentra catalogada como “En peligro” por la UICN, sin embargo, cuando se iniciaron las labores de recuperación de la misma, estaba a punto de extinguirse con un total de 94 ejemplares vivos en libertad ⁵⁷. La especie se encuentra en un auge poblacional, como así indica el índice de tendencia de la población que proporciona la UICN, no relacionándose con los resultados obtenidos en el presente trabajo. El 67% de los píxeles resultantes del modelo muestran una tendencia del hábitat negativa para la especie, frente a un ínfimo 1% con tendencia positiva (Tabla 3) independientemente de dónde se ubique la presencia (Figura 12). La no correlación entre la dinámica poblacional que indica la UICN y los resultados obtenidos puede deberse a la característica de especie emblemática que presenta, lo que le aporta unos mayores esfuerzos basados en crías en cautividad, proporción de presas y en la fragmentación de hábitats por carreteras ⁹² por parte de los organismos gestores en su

recuperación. Estos esfuerzos se centran en la recuperación poblacional pero no deben dejar de lado la conservación de un hábitat que le permita al lince tener poblaciones viables en estado salvaje. Una planificación errónea en la gestión de recuperación de la especie, con reintroducciones en zonas desfavorables o sin tener en cuenta la preservación del hábitat (y el de sus presas) puede estar derivando en esta relación opuesta comentada entre la tendencia del hábitat y el de la población ⁹³. El lince en Andalucía presenta dos núcleos poblacionales separados, que se sitúan entre Parque Natural Sierra de Andújar junto con el de Cardena-Montoro, y en el Parque Nacional de Doñana como se observa en la Figura 12. A pesar de encontrarse dentro de zonas protegidas, la conservación del hábitat del lince tampoco ha venido siendo la adecuada en las últimas dos décadas como muestran los resultados. La degradación de las dehesas puede ser la causa mayor de esta tendencia negativa, ya que es la clase de la variable cobertura del suelo (LC) que es la que más contribuyó al modelo del lince (Figura 8) (Figura 46 - Anexo). En los últimos años se viene produciendo una pérdida de encinas a gran escala debido a un síndrome denominado como seca, provocado principalmente por un patógeno que pueden estar influyendo en esta, además de la presión ganadera sobre el matorral. Tras la cobertura, las siguientes variables que más influyeron para el lince fueron la temperatura superficial (LST) y la evapotranspiración (ET) (Figura 8). Aunque la probabilidad de presencia del lince Ibérico aumenta en temperaturas del suelo elevadas (Figura 47 - Anexo), con el cambio climático se están alcanzando unas temperaturas de récord en Andalucía que afectan enormemente tanto a flora como a fauna. La evapotranspiración óptima para el lince se encuentra en valores bajos (Figura 44 - Anexo) lo que se relaciona con la necesidad mencionada de matorral sano durante todo el año sin pérdida de agua, que está siendo muy difícil de conseguir con las condiciones actuales. Todo esto puede estar contribuyendo en la tendencia negativa de todo el hábitat del lince en Andalucía.

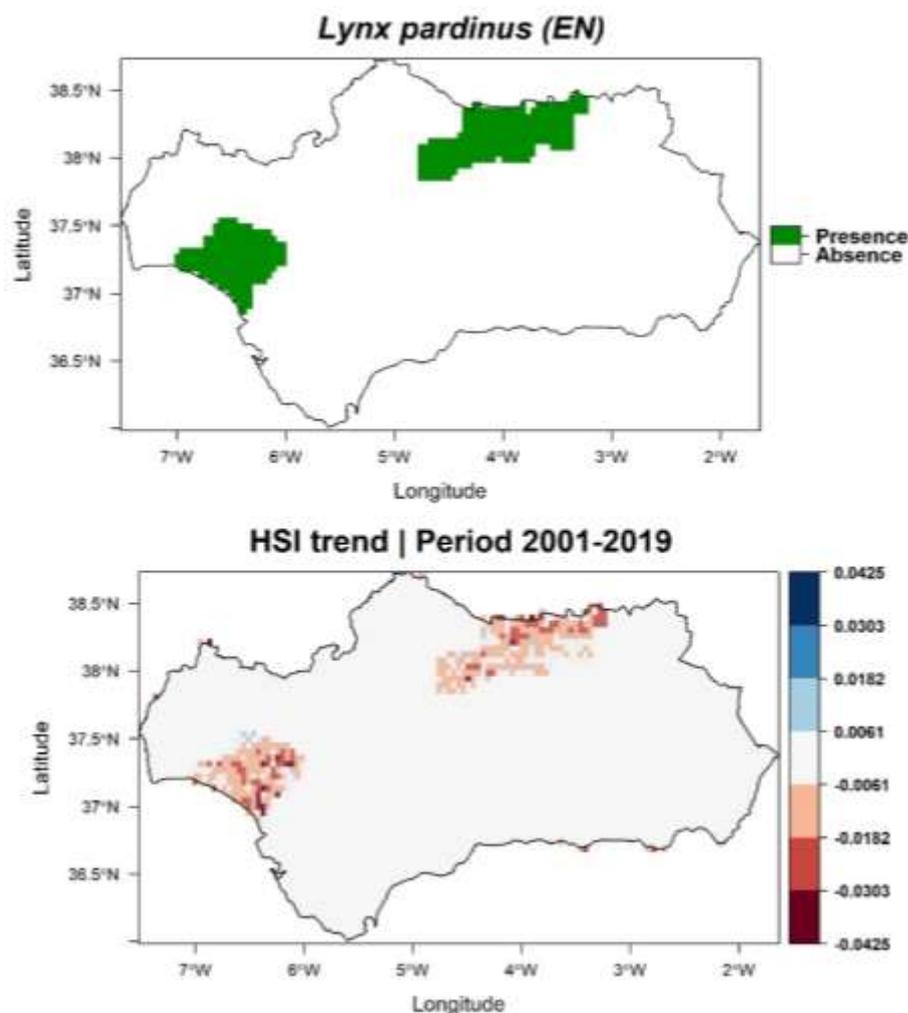


Figura 12. Parte superior: Mapa de Andalucía con las presencias recabadas para *Lynx pardinus* en píxeles de 5x5km. Parte inferior: Tendencia del índice de disponibilidad del hábitat para *L. pardinus* en los píxeles de presencias, siendo representadas con color azul las tendencias positivas, rojo las negativas y en blanco si no existe tendencia.

Por último, se encuentra la lagartija de Carbonell (*Podarcis carbonelli*) catalogada por la propia UICN como “En peligro” actualmente. Es la especie de todo el trabajo con el área de distribución más restringida, en Andalucía tan sólo se encuentra aislada en los arenales del Parque Nacional de Doñana (Figura 13), siendo más habitual en Portugal. A pesar de tener un 66% de píxeles sin tendencia con respecto a su hábitat, no presenta ninguno con tendencia positiva, siendo todos los restantes píxeles con tendencia negativa, es decir, un tercio de los hábitats de la especie se encuentran en retroceso o declive (Tabla 3). Los resultados coinciden de nuevo con la tendencia de la población marcada por la UICN, que es también negativa para esta especie. De nuevo es una especie con una catalogación muy restrictiva, que habita en una zona muy protegida y que de igual manera su hábitat se está viendo muy afectada. Habiendo

resultado la cobertura del suelo (LC) la variable más contribuyente del modelo con mucha diferencia (Figura 8), claramente la tendencia negativa será debido a una degradación de ésta. La cobertura con más probabilidad de presencia de la especie se corresponde con la cobertura herbácea (Figura 46 – Anexo), debido a que la especie vive en las dunas costeras con vegetación de este tipo que se dan en Doñana. Por lo tanto, los resultados vuelven a tener relación con la ecología de la especie. En base a la evapotranspiración (ET), otra variable influyente tras la cobertura del suelo, coincide con el hábitat muy seco de la especie (dunas de Doñana) ya que en los resultados se observa como valores elevados de ET le son favorables a la especie (Figura 44 - Anexo). De la misma manera, los valores de EVI de vegetación sana, aunque no abundante, favorecen la probabilidad de presencia de la especie en esa zona (Figura 45 - Anexo), tal y como se ejemplifica con la afinidad con la vegetación herbácea de la lagartija de Carbonell. Los factores principales por los que se están viendo afectados estos ecosistemas son de origen antrópico, al ser lugares de mucha presión turística. Destaca la presión de los visitantes y el continuo pisoteo sobre el terreno de los mismos, incluido de los vehículos ⁹⁴. Estos factores de presión sobre los ecosistemas pueden ser los causantes de la tendencia negativa del hábitat de la especie.

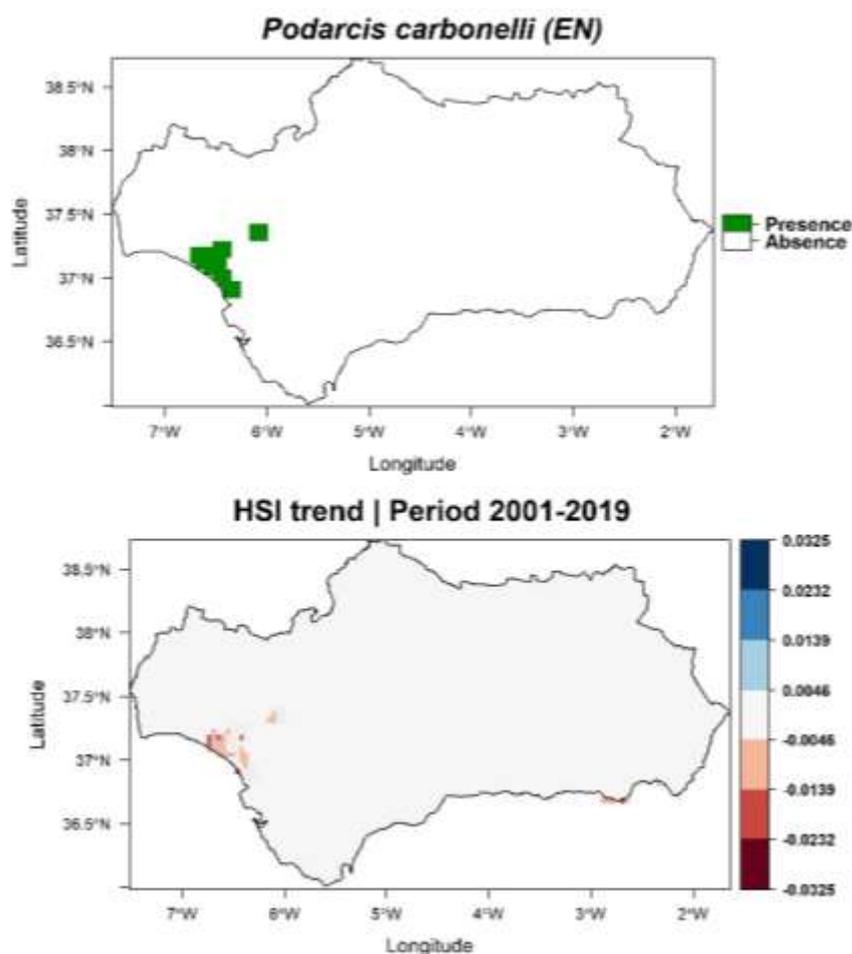


Figura 13. Parte superior: Mapa de Andalucía con las presencias recabadas para *Podarcis carbonelli* en píxeles de 5x5km. Parte inferior: Tendencia del índice de disponibilidad del hábitat para *P. carbonelli* en los píxeles de presencias, siendo representadas con color azul las tendencias positivas, rojo las negativas y en blanco si no existe tendencia.

Gracias al análisis de tendencias realizado en base al HSI a partir de modelos de nicho ecológico usando series de tiempo con datos de variables de teledetección como predictores, se ha puesto en evidencia una degradación prolongada de los hábitats de distintas especies emblemáticas y con alto nivel de amenaza dentro de Andalucía. Si tras realizar una verificación exhaustiva de los resultados se confirman, queda demostrada la utilidad de esta metodología, además de los predictores de teledetección a la hora de monitorizar la biodiversidad. Una ventaja destacada de los datos de teledetección es la posibilidad de realizar estudios multitemporales en un amplio espacio de tiempo, debido a que se presentan datos disponibles desde hace años. Además, estos datos son continuos en el tiempo y en el espacio, teniendo datos cada día o semana y en píxeles muy reducidos, lo que permite acercarse aún más a la realidad no realizando modelos basados en predictores estáticos extrapolados. Los posibles aspectos a mejorar se encuentran a la hora

de recopilar los datos de presencia de las especies, porque en las bases de datos públicas pueden no encontrarse a la resolución que se necesita, o incluso ser insuficientes en número para la realización de un modelo adecuado. También en las variables predictoras se puede encontrar algún problema o sesgos, aunque en menor medida pues se pueden extraer de GEE con la resolución especificada, y la mayoría de satélites presentan acceso libre a sus productos. En definitiva, las ventajas son inmensamente mayores a los inconvenientes, por lo que es una metodología que se presenta importante en el futuro de la conservación de la biodiversidad.

4. Conclusiones.

En resumen, esta metodología confirma la utilidad de los descriptores relacionados con el funcionamiento de los ecosistemas derivados de las series de tiempo de los satélites para detectar tendencias interanuales de idoneidad del hábitat a escala regional. De manera específica, se concluye que:

- Especies de diferentes grupos taxonómicos, con niveles de conservación estrictos, presentan unas tendencias de pérdida de hábitat en las últimas dos décadas en Andalucía, dejando en evidencia un futuro difícil para la supervivencia de las mismas.
- Entre otros factores, como el cambio climático, la presión antrópica es la principal causa de la degradación de los hábitats de especies amenazadas que se ha venido dando en los últimos tiempos a escalas locales-regionales, reflejándose en los cambios de uso del suelo influyendo directamente sobre la capacidad de recuperación de las poblaciones de las especies.
- Los productos de teledetección no comerciales usados como predictores en los modelos de nicho funcionan correctamente, siendo capaces de pronosticar la evolución del hábitat de las especies, así como su distribución, independientemente de la escala geográfica a la que se trabaje. Además, proporcionan información dinámica sobre la funcionalidad de los ecosistemas, teniendo en cuenta la climatología convencional.
- El marco de trabajo basado en modelación a partir de series de tiempo de productos de teledetección con resolución espacial moderada, pero con alta resolución temporal (p. ej., MODIS), resultó muy eficiente, pudiendo complementar los actuales mejorando las predicciones. Esto invita a testar esta metodología en contextos más locales, y a través

de otros satélites no comerciales con altas resoluciones espaciales y temporales (por ejemplo, Sentinel y Landsat).

- Finalmente, esta metodología asequible, rentable y robusta constituye un sistema de información temprana, que ayudaría a los organismos competentes a anticipar medidas de mitigación o adaptación en la toma de decisiones en cuestiones de manejo y conservación de la biodiversidad.

5. Bibliografía

1. Raup D. Earth History. *Science* (80-). 1986;8(3):515-518. doi:10.5840/thought19338341
2. May R, Lawton J, Stork J. *Assessing Extinction Rates*. Oxford University Press; 1995.
3. Pimm SL, Jenkins CN, Abell R, Brooks TM, Gittleman JL, Joppa LN, Raven PH, Roberts CM, Sexton JO. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* (80-). 2014;344(6187). doi:10.1126/science.1246752
4. Di Marco M, Watson JEM, Venter O, Possingham HP. Global Biodiversity Targets Require Both Sufficiency and Efficiency. *Conserv Lett*. 2016;9(6):395-397. doi:10.1111/conl.12299
5. Hampe A, Petit RJ. Conserving biodiversity under climate change: The rear edge matters. *Ecol Lett*. 2005;8(5):461-467. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00739.x
6. Lawler JJ. Climate change adaptation strategies for resource management and conservation planning. *Ann N Y Acad Sci*. 2009;1162:79-98. doi:10.1111/j.1749-6632.2009.04147.x
7. Parmesan C. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu Rev Ecol Evol Syst*. 2006;37:637-669. doi:10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100
8. Thomas CD, Franco AMA, Hill JK. Range retractions and extinction in the face of climate warming. *Trends Ecol Evol*. 2006;21(8):415-416. doi:10.1016/j.tree.2006.05.012
9. Singh NJ, Milner-Gulland EJ. Conserving a moving target: Planning protection for a migratory species as its distribution changes. *J Appl Ecol*. 2011;48(1):35-46. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01905.x
10. Allan JR, Watson JEM, Di Marco M, O'Bryan CJ, Possingham HP, Atkinson SC, Venter O. Hotspots of human impact on threatened terrestrial vertebrates. *PLoS Biol*. 2019;17(3). doi:10.1371/journal.pbio.3000158
11. Tellería JL. *Pérdida de Biodiversidad. Causas y Consecuencias de La Desaparición de*

Las Especies.; 2013.

12. Wilmschurst JM, Galetti M, Guangchun L, Wilmschurst JM. Responses in the Anthropocene. *Science (80-)*. 2017;356(April):270-275. doi:10.17863/CAM.10996
13. Seddon N, Mace GM, Naeem S, Tobias JA, Pigot AL, Cavanagh R, Mouillot D, Vause J, Walpole M. Biodiversity in the anthropocene: Prospects and policy. *Proc R Soc B Biol Sci*. 2016;283(1844):1-23. doi:10.1098/rspb.2016.2094
14. Convenio sobre la diversidad biológica. Síntesis de las opiniones de las Partes y los observadores sobre el alcance y el contenido del Marco Mundial para la Diversidad Biológica posterior a 2020. In: ; 2019.
15. Andrew Edwards T. Monitoring Plant and Animal Populations. *Pacific Conserv Biol*. 2002;8(3):219. doi:10.1071/pc020219
16. Group of earth observation. Group of Earth observation. <https://www.earthobservations.org/index.php>
17. Scholes RJ, Walters M, Turak E, Saarenmaa H, Heip CH, Tuama ÉÓ, Faith DP, Mooney H, Ferrier S, Jongman R, Harrison I, Yahara T, Pereira H, Larigauderie A, Geller G. Construyendo un sistema global de observación de la biodiversidad. 2012;4:139-146. doi:<https://doi.org/10.1016/J.COSUST.2011.12.005>
18. Londo C, Gill M, Regional T, Nacional QI. Introducción a la iniciativa GEO BON y Variables Esenciales Biodiversidad (VEB). biodiversidad. Published online 2013.
19. Arenas-Castro S, Sillero N. Cross-scale monitoring of habitat suitability changes using satellite time series and ecological niche models. *Sci Total Environ*. 2021;784:147172. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.147172
20. Sillero N. What does ecological modelling model? A proposed classification of ecological niche models based on their underlying methods. *Ecol Modell*. 2011;222(8):1343-1346. doi:10.1016/j.ecolmodel.2011.01.018
21. Guisan A, Zimmermann NE. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol Modell*. 2000;135(2-3):147-186. doi:10.1016/S0304-3800(00)00354-9
22. Pearson RG. Network of Conservation Educators & Practitioners Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. *Conserv*. 2007;3:54-89. <http://ncep.amnh.org/linc>
23. Vale G, Sillero N, Arenas-castro S, Enriquez-urzelai U, Sousa-guedes D, Martínez-freiría F, Real R, M A. Want to model a species niche ? A step-by-step guideline on correlative ecological niche modelling. 2021;456(April). doi:10.1016/j.ecolmodel.2021.109671
24. Hernández OG, Artigas RC, González JMS, García L V. Predictive modeling in Biogeography: Applying ecological niche modelling in Physical Geography. *Bol la Asoc Geogr Esp*. 2018;2018(78):88-126. doi:10.21138/bage.2395

25. Warren DL, Seifert SN. Ecological niche modeling in Maxent: The importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecol Appl*. 2011;21(2):335-342. doi:10.1890/10-1171.1
26. Barragán-Barrera DC, do Amaral KB, Chávez-Carreño PA, Farías-Curtidor N, Lancheros-Neva R, Botero-Acosta N, Bueno P, Moreno IB, Bolaños-Jiménez J, Bouveret L, Castelblanco-Martínez DN, Luksenburg JA, Mellinger J, Mesa-Gutiérrez R, de Montgolfier B, Ramos EA, Ridoux V, Palacios DM. Ecological niche modeling of three species of stenella dolphins in the Caribbean basin, with application to the seaflower biosphere reserve. *Front Mar Sci*. 2019;6(FEB):1-17. doi:10.3389/fmars.2019.00010
27. Soberón J. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecol Lett*. Published online 2007. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x.
28. Wiens JA, Stralberg D, Jongsomjit D, Howell CA, Snyder MA. Niches, models, and climate change: Assessing the assumptions and uncertainties. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 2009;106(SUPPL. 2):19729-19736. doi:10.1073/pnas.0901639106
29. Elton C. *Animal Ecology*.; 1927.
30. Hutchinson GE. Concluding remarks. *Cold Spring Harb Symp Quant Biol*. 1957;22:415-427.
31. Holt RD. On the evolutionary ecology of species' ranges. *Evol Ecol Res*. 2003;5(2):159-178.
32. Pulliam HR. On the relationship between niche and distribution. *Ecol Lett*. Published online 2000:349-361. doi:10.1046/j.1461-0248.2000.00143.x
33. Colwell RK, Rangel TF. Hutchinson's duality: The once and future niche. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 2009;106(SUPPL. 2):19651-19658. doi:10.1073/pnas.0901650106
34. Soberón J, Nakamura M. Niches and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 2009;106(SUPPL. 2):19644-19650. doi:10.1073/pnas.0901637106
35. Pearson RG, Dawson TP. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Glob Ecol Biogeogr*. 2003;12:361-371. doi:10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x
36. Guisan A, Thuiller W, Zimmermann N. *Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R*.; 2017.
37. Andelman SJ, Burgman MA, Medellín RA, Master LL, Keith DA, Possingham HP, Medellín RA. Limits to the use of threatened species lists. *Trends Ecol Evol*. 2002;17(11):503-507. c:/mppdf/papis/Possingham2002_Trends_Ecol_Evol.pdf
38. Santini L, Butchart SHM, Rondinini C, Benítez-López A, Hilbers JP, Schipper AM, Cengic M, Tobias JA, Huijbregts MAJ. Applying habitat and population-density models to land-cover time series to inform IUCN Red List assessments. *Conserv Biol*. 2019;33(5):1084-1093. doi:10.1111/cobi.13279

39. Randin CF, Ashcroft MB, Bolliger J, Cavender-bares J, Coops NC, Dullinger S, Dirnböck T, Eckert S, Ellis E, Fernández N, Giuliani G, Guisan A, Jetz W, Joost S, Karger D, Lembrechts J, Lenoir J, Luoto M, Morin X, Price B, Rocchini D, Schaepman M, Schmid B, Verburg P, Wilson A, Woodcock P, Yoccoz N, Payne D. Remote Sensing of Environment Monitoring biodiversity in the Anthropocene using remote sensing in species distribution models. *Remote Sens Environ.* 2020;239(December 2018):111626. doi:10.1016/j.rse.2019.111626
40. Luque S, Pettorelli N, Vihervaara P, Wegmann M. Improving biodiversity monitoring using satellite remote sensing to provide solutions towards the 2020 conservation targets. *Methods Ecol Evol.* 2018;9(8):1784-1786. doi:10.1111/2041-210X.13057
41. Lavender S, Lavender A. *Practical Handbook of Remote Sensing.*; 2015. doi:10.1201/b19044
42. Luoto M, Heikkinen RK. Disregarding topographical heterogeneity biases species turnover assessments based on bioclimatic models. *Glob Chang Biol.* 2008;14(3):483-494. doi:10.1111/j.1365-2486.2007.01527.x
43. Elith J, Leathwick JR. Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annu Rev Ecol Evol Syst.* 2009;40:677-697. doi:10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159
44. Dickinson JL, Zuckerberg B, Bonter DN. Citizen science as an ecological research tool: Challenges and benefits. *Annu Rev Ecol Evol Syst.* 2010;41:149-172. doi:10.1146/annurev-ecolsys-102209-144636
45. Carita G. Tutorial de Determinación de Huellas Espectrales de Cobertura de Suelos. Published 2018. <http://gidahatari.com/ih-es/tutorial-dedeterminacion-%0Ade-huellas-espectrales-de-cobertura-de-suelos-con-qgis-3-y-scp-6>
46. Chuvieco E. *Teledetección Ambiental. La Observación de La Tierra Desde El Espacio.* Ariel; 2002.
47. Li A, Yin G, Zhang Z, Tan J, Nan X, Ma K, Guo Q. Space-air-field integrated biodiversity monitoring based on experimental station. *Biodivers Sci.* 2018;26(8):819-827. doi:10.17520/biods.2018052
48. Myers N, Mittermeyer R, Mittermeyer C, Da Fonseca G, Kent J. Conservation: Biodiversity as a bonus prize. *Nature.* 2010;468(7326):895. doi:10.1038/468895a
49. Arenas-Castro S, Gonçalves JF, Moreno M, Villar R. Projected climate changes are expected to decrease the suitability and production of olive varieties in southern Spain. *Sci Total Environ.* 2020;709. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.136161
50. Fundación Descubre. ¿Cuánta biodiversidad hay en Andalucía? Published 2019. <https://losenlacesdelavida.fundaciondescubre.es/que-es-la-biodiversidad/preguntas/cuanta-biodiversidad-andalucia/>
51. Agricultura M De, Europea A, Ambiente DM. sistemas de indicadores 3 . Evolución y tendencia Evolución Situación Tendencia 4 . Serie temporal. Published online 2011:1-

- 8.
52. Carreira de la Fuente J, Linares J. El pinsapo, abeto endémico andaluz: o, ¿qué hace un tipo como tú en un sitio como éste? *Ecosistemas* (1992). 2006;15(3):170-190. doi:10.7818/re.2014.15-3.00
53. Fernández C, JuanTierno de Figueroa J, Luzón Ortega J, Pérez Contreras J. Review of the distribution and conservation of amphibians and reptiles in the Province of Granada (Spain). *Zool baetica*. 2000;(11):77-104.
54. Bosch J, González-Miras E. *Seguimiento de Alytes Dickhilleni: Informe Final.*; 2012.
55. Helbig AJ, Seibold I, Kocum A, Liebers D, Irwin J, Bergmanis U, Meyburg BU, Scheller W, Stubbe M, Bensch S. Genetic differentiation and hybridization between greater and lesser spotted eagles (Accipitriformes: *Aquila clanga*, *A. pomarina*). *J Ornithol*. 2005;146(3):226-234. doi:10.1007/s10336-005-0083-8
56. González LM. Águila imperial ibérica – *Aquila adalberti* Brehm , 1861 Luis Mariano González Subdirección General de Biodiversidad Dirección General del Medio Natural y Política Forestal Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Published online 2012:1-33.
57. Rodríguez A, Calzada J. *Lynx pardinus* (errata version published in 2020). *IUCN Red List Threat Species* 2015. 2020;8235:e.T12520A50655794. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T12520A174111773.en>
58. Palomares F, Revilla E, Calzada J, Fernández N, Delibes M. Reproduction and pre-dispersal survival of Iberian lynx in a subpopulation of the Doñana National Park. *Biol Conserv*. 2005;122(1):53-59. doi:10.1016/j.biocon.2004.06.020
59. Rodríguez A, Amigos S De, Csic M. Lince ibérico – *Lynx pardinus* (Temminck , 1827). 2012;2008.
60. Sá-sousa P. Comparative chorology between *Podarcis bocagei* and *P. carbonellae* (Sauria : Lacertidae) in Portugal. *Rev Española Herpetol*. 2001;15:85-97. doi:10.1016/j.jcms.2012.01.027
61. Carbonell L De, Sá-sousa P, Amigos S De, Csic M. Lagartija de Carbonell –. Published online 2009:1-13.
62. Science E, Hall W. Hijmans2012.pdf. *Ecology*. 2012;93(3):679-688.
63. Cabello J, Fernández N, Alcaraz-Segura D, Oyonarte C, Piñeiro G, Altesor A, Delibes M, Paruelo JM. The ecosystem functioning dimension in conservation: Insights from remote sensing. *Biodivers Conserv*. 2012;21(13):3287-3305. doi:10.1007/s10531-012-0370-7
64. Alves DB. Series multitemporales Landsat/MODIS en el análisis de áreas quemadas en ambientes de sabana tropical de la Amazonia Meridional brasileña / Daniel Borini Alves. Published online 2018:228.

65. Wang D, Liang S, He T, Yu Y, Schaaf C, Wang Z. Journal of geophysical research. *Nature*. 1955;175(4449):238. doi:10.1038/175238c0
66. Gorelick N, Hancher M, Dixon M, Ilyushchenko S, Thau D, Moore R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sens Environ*. 2017;202:18-27. doi:10.1016/j.rse.2017.06.031
67. Hair J, Black W, Barry B, Anderson R. *Multivariate Data Analysis*. 4th ed. Prentice-Hall, Inc., USA With Readings.; 2010.
68. Becker JM, Ringle CM, Sarstedt M, Völckner F. How collinearity affects mixture regression results. *Mark Lett*. 2015;26(4):643-659. doi:10.1007/s11002-014-9299-9
69. Roloff GJ, Kernohan BJ. Evaluating reliability of habitat suitability index models. *Wildl Soc Bull*. 1999;27(4):973-985.
70. U.S. Fish and Wildlife Service. Standards for the Development of Habitat Suitability Index Models 103 ESM. *Ecol Serv Man*. Published online 1981:171.
71. Theuerkauf SJ, Lipcius RN. Quantitative validation of a habitat suitability index for oyster restoration. *Front Mar Sci*. 2016;3(MAY):1-9. doi:10.3389/fmars.2016.00064
72. Phillips SJ, Anderson RP, Dudík M, Schapire RE, Blair ME. Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography (Cop)*. 2017;40(7):887-893. doi:10.1111/ecog.03049
73. Elith J, H. Graham C, P. Anderson R, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, J. Hijmans R, Huettmann F, R. Leathwick J, Lehmann A, Li J, G. Lohmann L, A. Loiselle B, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, McC. M. Overton J, Townsend Peterson A, J. Phillips S, Richardson K, Scachetti-Pereira R, E. Schapire R, Soberón J, Williams S, S. Wisz M, E. Zimmermann N. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography (Cop)*. 2006;29(2):129-151. doi:10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x
74. Hernandez PA, Graham CH, Master LL, Albert DL. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography (Cop)*. 2006;29(5):773-785. doi:10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x
75. Lobo JM, Jiménez-valverde A, Real R. AUC: A misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Glob Ecol Biogeogr*. 2008;17(2):145-151. doi:10.1111/j.1466-8238.2007.00358.x
76. Jiménez-Valverde A. Insights into the area under the receiver operating characteristic curve (AUC) as a discrimination measure in species distribution modelling. *Glob Ecol Biogeogr*. 2012;21(4):498-507. doi:10.1111/j.1466-8238.2011.00683.x
77. Konowalik K, Nosol A. Evaluation metrics and validation of presence-only species distribution models based on distributional maps with varying coverage. *Sci Rep*. 2021;11(1):1-15. doi:10.1038/s41598-020-80062-1
78. Lawson CR, Hodgson JA, Wilson RJ, Richards SA. Prevalence, thresholds and the

- performance of presence-absence models. *Methods Ecol Evol.* 2014;5(1):54-64. doi:10.1111/2041-210X.12123
79. Correia M. Criterios Confiabiles Para La Construcción Del Modelo De Máxima Entropía (Maxent) Orientados a La Pesquería Con Red De Cerco En El Pacífico Oriental. *Boletín COFA.* 2019;(April):8-13. doi:10.13140/RG.2.2.36673.81769
 80. Mann HB. Non-Parametric Test Against Trend. *Econometrica.* 1945;13(3):245-259. http://www.economist.com/node/18330371?story%7B_%7Ddid=18330371
 81. Kendall MG. *Rank Correlation Methods.* 4th ed. Charles Griffin; 1975.
 82. Equihua Zamora M, Hernández Huerta A, Pérez Maqueo O, Benítez Badillo G, Ibáñez Bernal S. Cambio Global: El Antropoceno. *Cienc ergo-sum, Rev Científica Multidiscip Prospect.* 2016;23(1):67-75.
 83. Kamble S, Rashinkar G, Kumbhar A, Salunkhe R. *Millenium Ecosystem Assessment.* Vol 5.; 2005. doi:10.1080/17518253.2011.584217
 84. Morillo Fernández C. Atlas y manual de los Habitats de España. 2003;(May 2014):406.
 85. Gutiérrez-Hernández O. Impact of global warming on the distribution and survival of the Spanish fir (Serranía de Ronda, Southern Spain). *Bol la Asoc Geogr Esp.* 2018;2018(76):504-549. doi:10.21138/bage.2532
 86. Arenas-Castro S, Gonçalves J, Alves P, Alcaraz-Segura D, Honrado JP. *Assessing the Multi-Scale Predictive Ability of Ecosystem Functional Attributes for Species Distribution Modelling.* Vol 13.; 2018. doi:10.1371/journal.pone.0199292
 87. Pettorelli N, Laurance WF, O'Brien TG, Wegmann M, Nagendra H, Turner W. Satellite remote sensing for applied ecologists: Opportunities and challenges. *J Appl Ecol.* 2014;51(4):839-848. doi:10.1111/1365-2664.12261
 88. Nauman S, Romao C, Roschel L, Staneva A. *State of Nature in the EU.*; 2020. <http://bookshop.europa.eu/ro/state-of-nature-in-the-eu-pbTHAK15002/?CatalogCategoryID=iEKep2Ix3hEAAAEud3kBgSLq>
 89. Andalucía J de. Red de espacios naturales de Andalucía (RENPA). 2021. <https://www.juntadeandalucia.es/organismos/agriculturaganaderiapescaydesarrollosostenible.html>
 90. Gómez Zotano J, Hidalgo Triana N, Martos Martín J, Navarro Luengo I, Latorre Pérez AV, Suárez J. Sierra Bermeja también se merece ser Parque Nacional. *Quercus.* 2016;370:80-81.
 91. Cortés-Molino Á, Aulló-Maestro I, Fernandez-Luque I, Flores-Moya A, Carreira JA, Enrique Salvo A. Using ForeStereo and LIDAR data to assess fire and canopy structure-related risks in relict *Abies pinsapo* Boiss. forests. *PeerJ.* 2020;8:1-24. doi:10.7717/peerj.10158
 92. Simón MA. Estrategia de conservación del Lince Ibérico en Andalucía. *II Int Semin*

Work Conserv Iber Lynx Estrateg. Published online 2006:4-5.

93. Bottrill MC, Walsh JC, Watson JEM, Joseph LN, Ortega-Argueta A, Possingham HP. Does recovery planning improve the status of threatened species? *Biol Conserv.* 2011;144(5):1595-1601. doi:10.1016/j.biocon.2011.02.008
94. Gracia FJ, Muñoz JC. *2130 Dunas Costeras Fijas Con Vegetación Herbácea (Dunas Grises).*; 2009.

6. Anexo.

6.1. *Test de multicolinealidad.*

○ *VIFSTEP.*

```
3 variables from the 9 input variables have collinearity problem:
```

```
NDVImax_2001 GPPmean_2001 Albedo_2001
```

```
After excluding the collinear variables, the linear correlation coefficients ranges between:  
min correlation ( NDWImax_2001 ~ LandCovermean_2001 ): 0.00332484  
max correlation ( EVImax_2001 ~ ETmean_2001 ): 0.6003117
```

```
----- VIFs of the remained variables -----
```

	Variables	VIF
1	ETmean_2001	2.571002
2	EVImax_2001	2.228271
3	LandCovermean_2001	1.090911
4	LS_Temp_mean_2001	1.517614
5	NDWImax_2001	1.038234
6	Surface_Reflecmean_2001	1.470058

Figura 14. Análisis del factor de inflación de la varianza mediante la función VIFstep del paquete 'usdm' de R para las variables en el año 2001.

```
3 variables from the 9 input variables have collinearity problem:
```

```
NDVImax_2004 GPPmean_2004 Albedo_2004
```

```
After excluding the collinear variables, the linear correlation coefficients ranges between:  
min correlation ( Surface_Reflecmean_2004 ~ NDWImax_2004 ): -0.00926829  
max correlation ( EVImax_2004 ~ ETmean_2004 ): 0.5847962
```

```
----- VIFs of the remained variables -----
```

	Variables	VIF
1	ETmean_2004	2.524503
2	EVImax_2004	2.082977
3	LandCovermean_2004	1.087906
4	LS_Temp_mean_2004	1.707274
5	NDWImax_2004	1.157333
6	Surface_Reflecmean_2004	1.413610

Figura 15. Análisis del factor de inflación de la varianza mediante la función VIFstep del paquete 'usdm' de R para las variables en el año 2004.

```

3 variables from the 9 input variables have collinearity problem:
GPPmean_2007 NDVImax_2007 Albedo_2007

After excluding the collinear variables, the linear correlation coefficients ranges between:
min correlation ( Surface_Reflecmean_2007 ~ LandCovermean_2007 ): 0.00509268
max correlation ( EVImax_2007 ~ ETmean_2007 ): 0.5058268

----- VIFs of the remained variables -----
      variables      VIF
1          ETmean_2007 2.240134
2          EVImax_2007 1.788999
3      LandCovermean_2007 1.101912
4      LS_Temp_mean_2007 1.786470
5          NDWImax_2007 1.160908
6 Surface_Reflecmean_2007 1.475500

```

Figura 16. Análisis del factor de inflación de la varianza mediante la función VIFstep del paquete 'usdm' de R para las variables en el año 2007.

```

3 variables from the 9 input variables have collinearity problem:
NDVImax_2010 GPPmean_2010 Albedo_2010

After excluding the collinear variables, the linear correlation coefficients ranges between:
min correlation ( Surface_Reflecmean_2010 ~ LandCovermean_2010 ): 0.004417859
max correlation ( EVImax_2010 ~ ETmean_2010 ): 0.5449314

----- VIFs of the remained variables -----
      variables      VIF
1          ETmean_2010 2.660301
2          EVImax_2010 1.953846
3      LandCovermean_2010 1.091974
4      LS_Temp_mean_2010 1.962632
5          NDWImax_2010 1.150591
6 Surface_Reflecmean_2010 1.323725

```

Figura 17. Análisis del factor de inflación de la varianza mediante la función VIFstep del paquete 'usdm' de R para las variables en el año 2010.

```

3 variables from the 9 input variables have collinearity problem:
NDVImax_2013 GPPmean_2013 Albedo_2013

After excluding the collinear variables, the linear correlation coefficients ranges between:
min correlation ( Surface_Reflecmean_2013 ~ LandCovermean_2013 ): 0.007681764
max correlation ( EVImax_2013 ~ ETmean_2013 ): 0.4751154

----- VIFs of the remained variables -----
      variables      VIF
1          ETmean_2013 2.340008
2          EVImax_2013 1.923498
3      LandCovermean_2013 1.082426
4      LS_Temp_mean_2013 1.890914
5          NDWImax_2013 1.240446
6 Surface_Reflecmean_2013 1.437487

```

Figura 18. Análisis del factor de inflación de la varianza mediante la función VIFstep del paquete 'usdm' de R para las variables en el año 2013.

```

3 variables from the 9 input variables have collinearity problem:
NDVImax_2016 GPPmean_2016 Albedo_2016

After excluding the collinear variables, the linear correlation coefficients ranges between:
min correlation ( NDWImax_2016 ~ LandCovermean_2016 ): -0.01091235
max correlation ( EVImax_2016 ~ ETmean_2016 ): 0.5882112

----- VIFs of the remained variables -----
      Variables      VIF
1      ETmean_2016 2.670683
2      EVImax_2016 2.048117
3      LandCovermean_2016 1.107947
4      LS_Temp_mean_2016 1.974033
5      NDWImax_2016 1.186036
6      Surface_Reflecmean_2016 1.377374

```

Figura 19. Análisis del factor de inflación de la varianza mediante la función VIFstep del paquete 'usdm' de R para las variables en el año 2016.

```

3 variables from the 9 input variables have collinearity problem:
GPPmean_2019 NDVImax_2019 Albedo_2019

After excluding the collinear variables, the linear correlation coefficients ranges between:
min correlation ( NDWImax_2019 ~ LandCovermean_2019 ): -0.00210088
max correlation ( EVImax_2019 ~ ETmean_2019 ): 0.542575

----- VIFs of the remained variables -----
      Variables      VIF
1      ETmean_2019 2.679764
2      EVImax_2019 2.154053
3      LandCovermean_2019 1.087962
4      LS_Temp_mean_2019 1.850227
5      NDWImax_2019 1.132694
6      Surface_Reflecmean_2019 1.372274

```

Figura 20. Análisis del factor de inflación de la varianza mediante la función VIFstep del paquete 'usdm' de R para las variables en el año 2019.

```

3 variables from the 9 input variables have collinearity problem:
NDVI_Media GPP_Media ALBEDO_Media

After excluding the collinear variables, the linear correlation coefficients ranges between:
min correlation ( SURFACEREFLECTANCE_Media ~ LANDCOVER_Media ): 0.02040812
max correlation ( EVI_Media ~ ET_media ): 0.5690381

----- VIFs of the remained variables -----
      Variables      VIF
1      ET_media 2.927482
2      EVI_Media 2.253627
3      LANDCOVER_Media 1.138703
4      LSTEMPERATURE_MEDIA 2.522344
5      NDWI_Media 1.497116
6      SURFACEREFLECTANCE_Media 1.508073

```

Figura 21. Análisis del factor de inflación de la varianza mediante la función VIFstep del paquete 'usdm' de R para la media de las variables en el periodo de tiempo de estudio.

○ **Coeficiente de correlación de Spearman.**

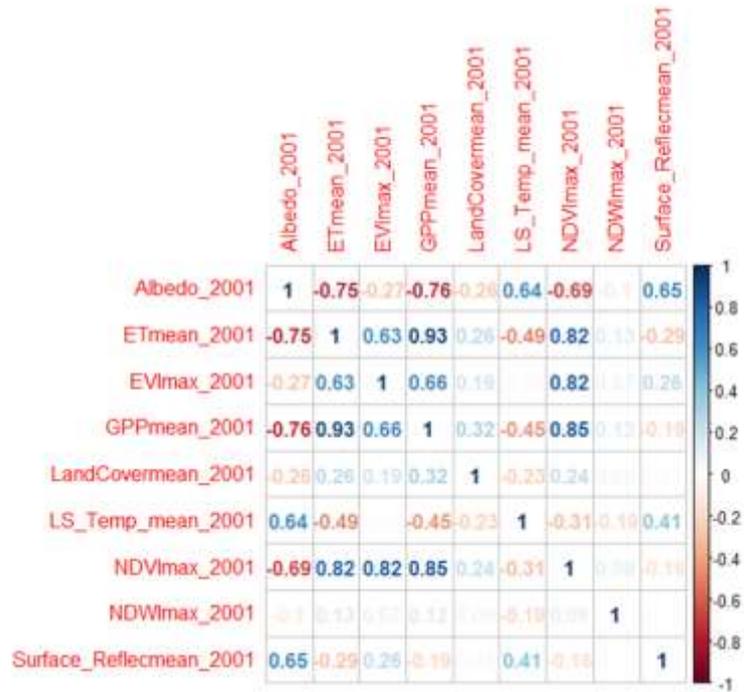


Figura 22. Matriz de correlación de las potenciales variables predictoras con valores del coeficiente de correlación de Spearman en 2001.

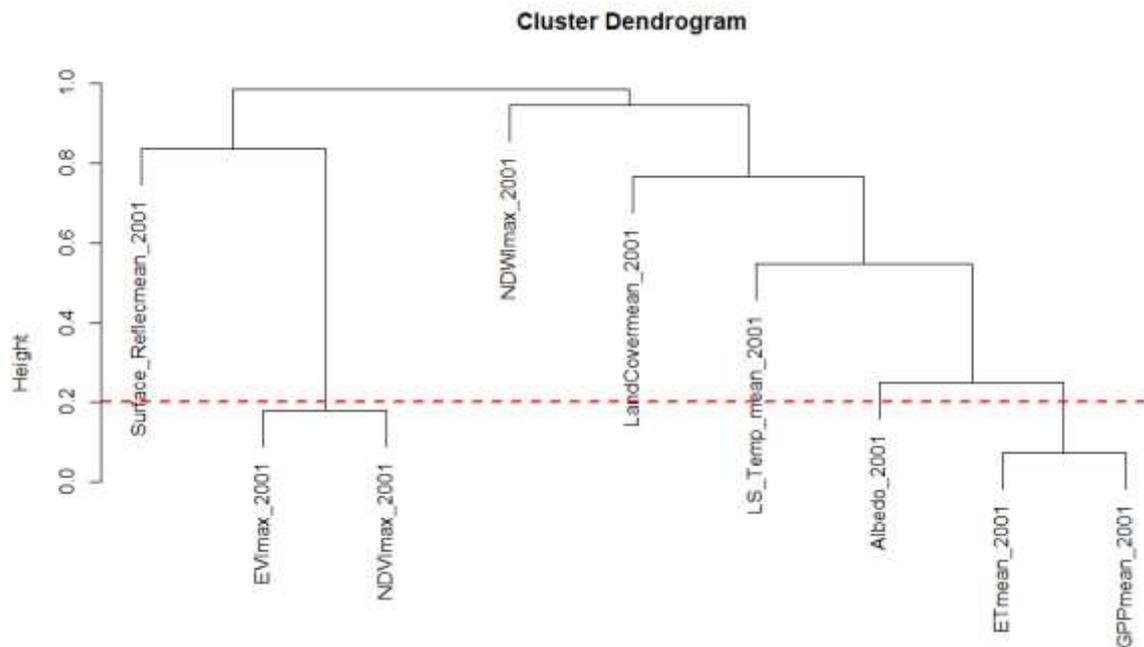


Figura 23. Dendrograma de las potenciales variables predictoras del modelo en el año 2001 en base al coeficiente de Spearman. Línea roja marca el valor de corte para la selección de las variables.

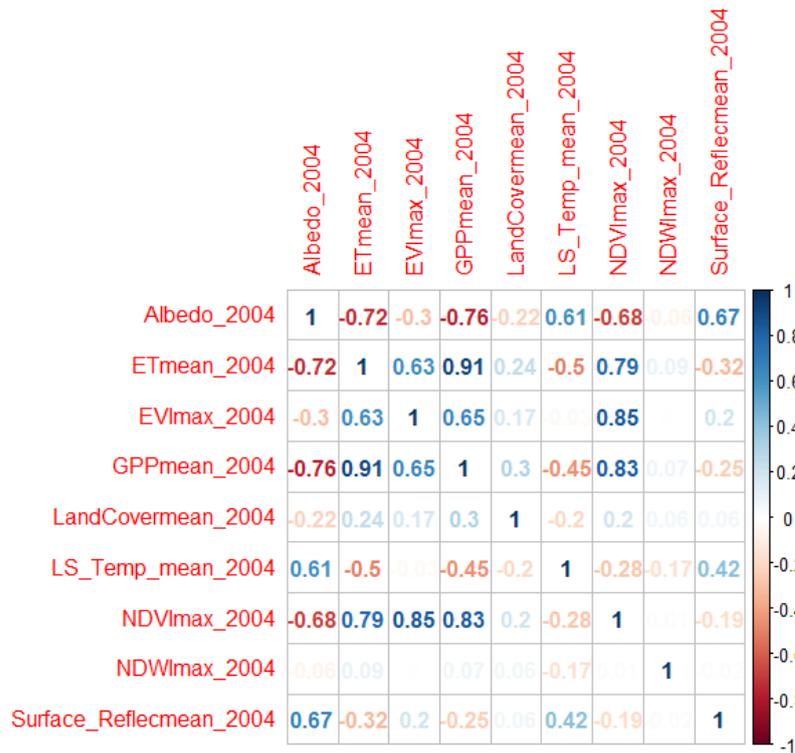


Figura 24. Matriz de correlación de las potenciales variables predictoras con valores del coeficiente de correlación de Spearman en 2004.

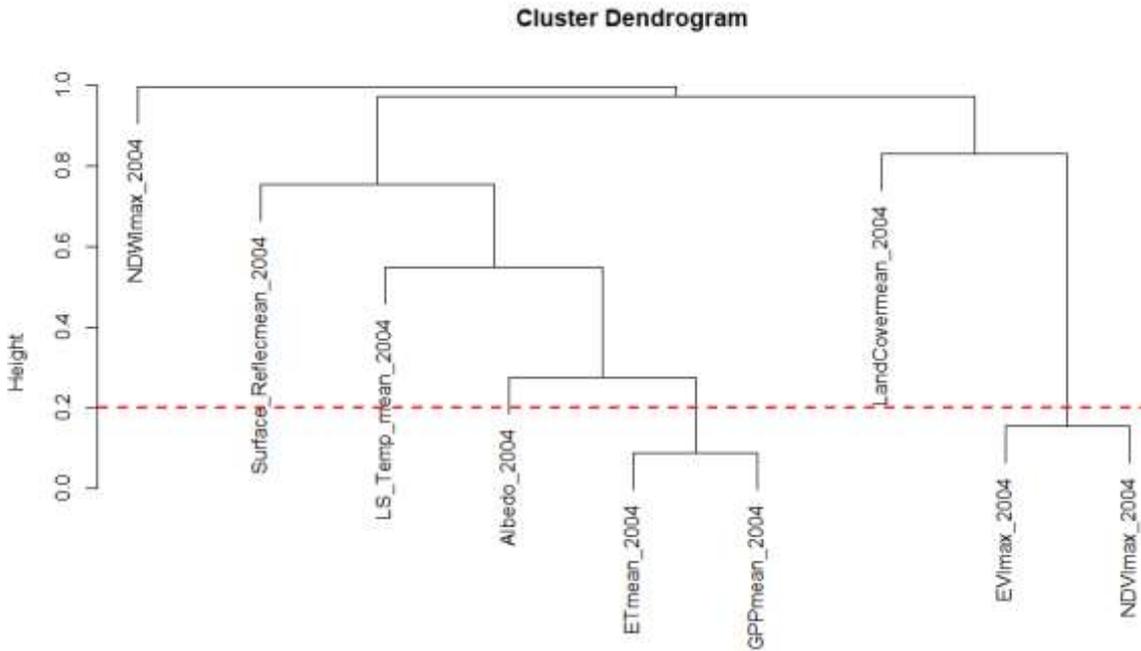


Figura 25. Dendrograma de las potenciales variables predictoras del modelo en el año 2004 en base al coeficiente de Spearman. Línea roja marca el valor de corte para la selección de las variables.

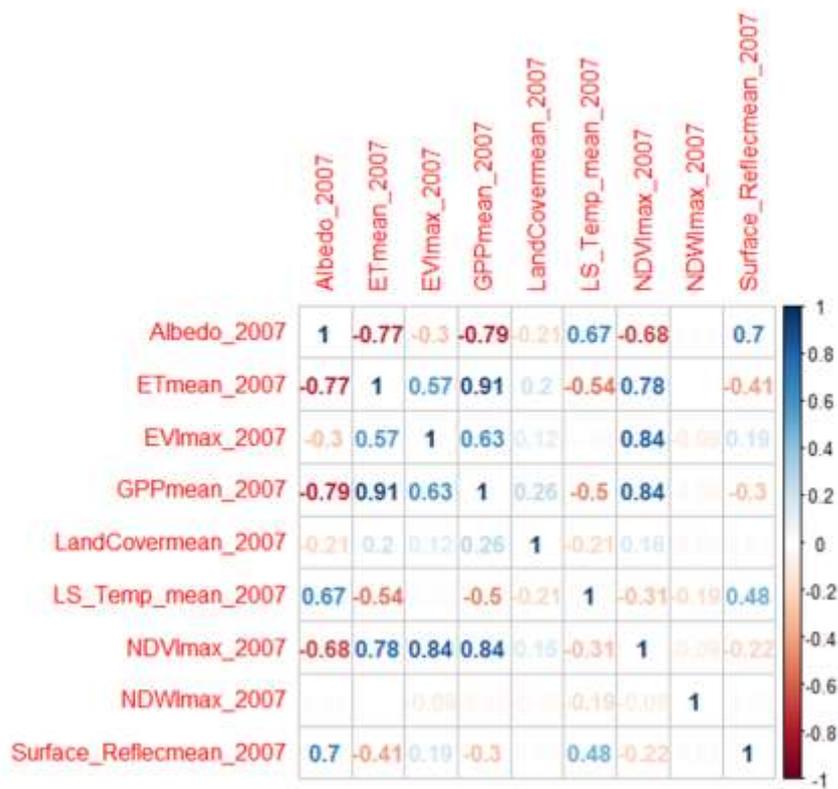


Figura 26. Matriz de correlación de las potenciales variables predictoras con valores del coeficiente de correlación de Spearman en 2007.

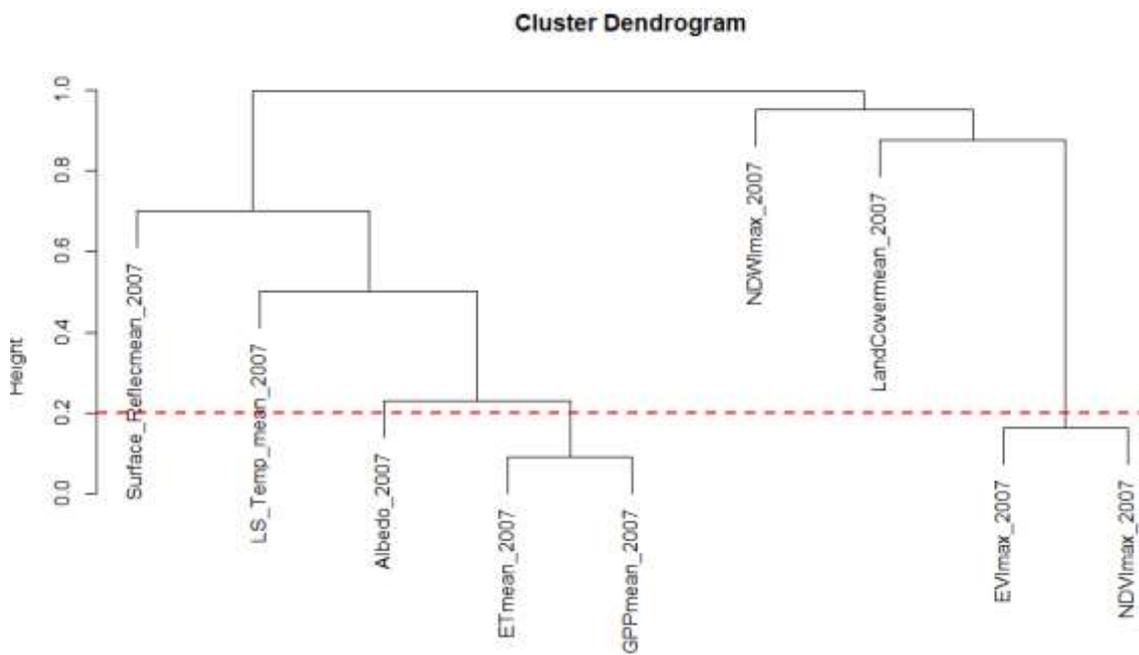


Figura 27. Dendrograma de las potenciales variables predictoras del modelo en el año 2007 en base al coeficiente de Spearman. Línea roja marca el valor de corte para la selección de las variables.

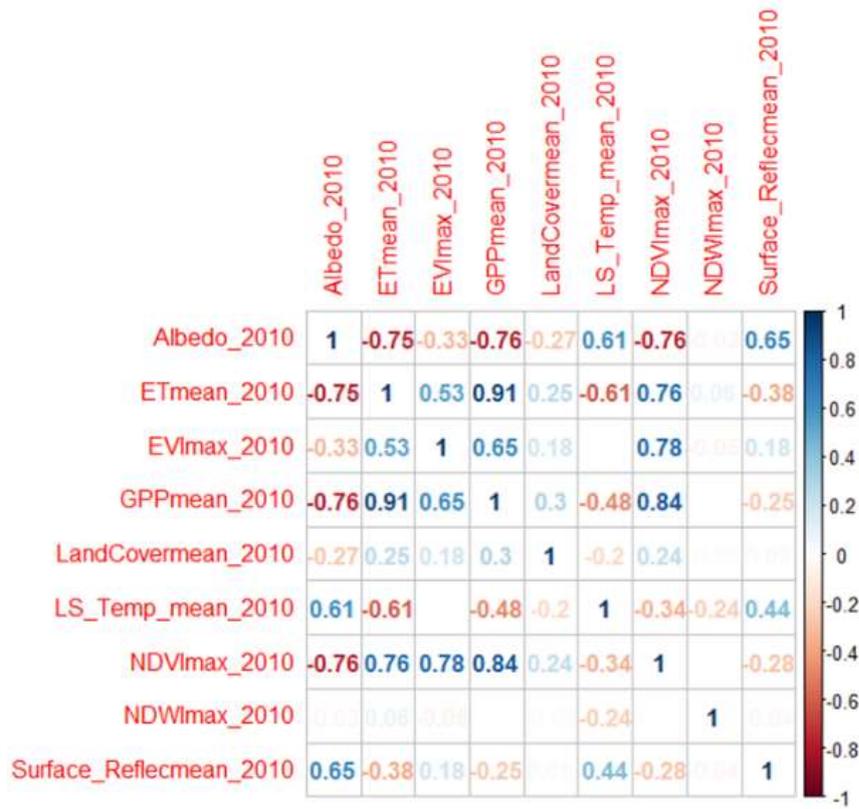


Figura 28. Matriz de correlación de las potenciales variables predictoras con valores del coeficiente de correlación de Spearman en 2010.

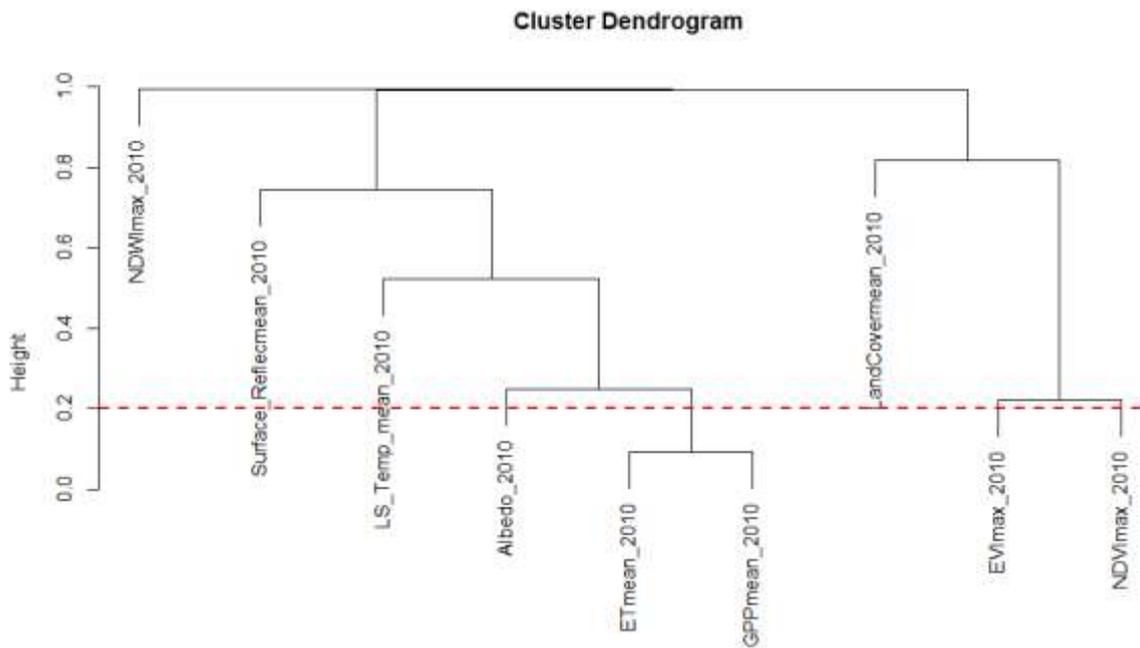


Figura 29. Dendrograma de las potenciales variables predictoras del modelo en el año 2010 en base al coeficiente de Spearman. Línea roja marca el valor de corte para la selección de las variables.

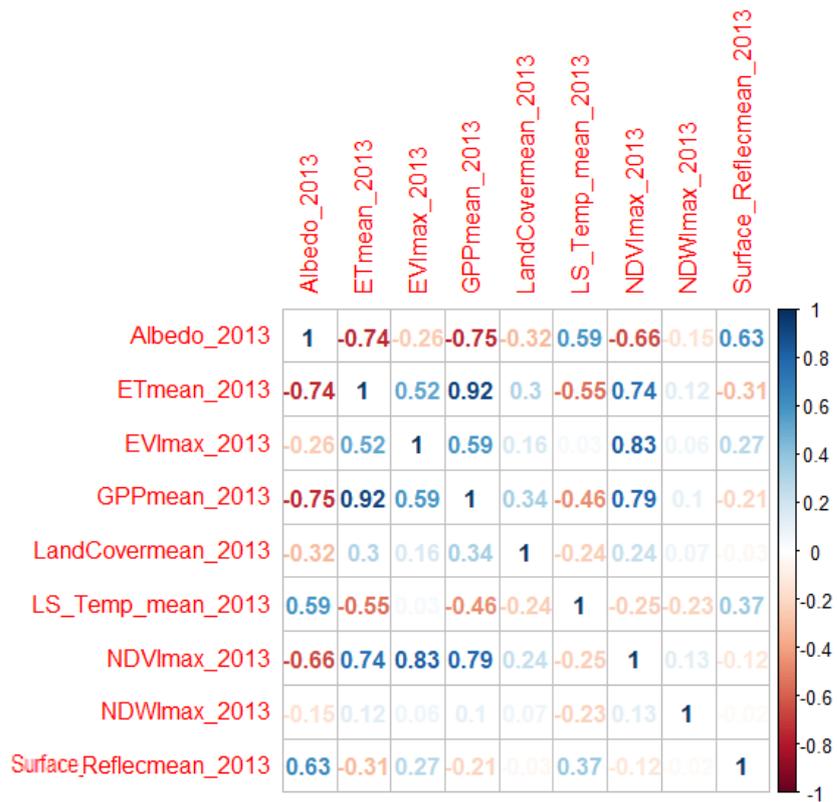


Figura 30. Matriz de correlación de las potenciales variables predictoras con valores del coeficiente de correlación de Spearman en 2013.

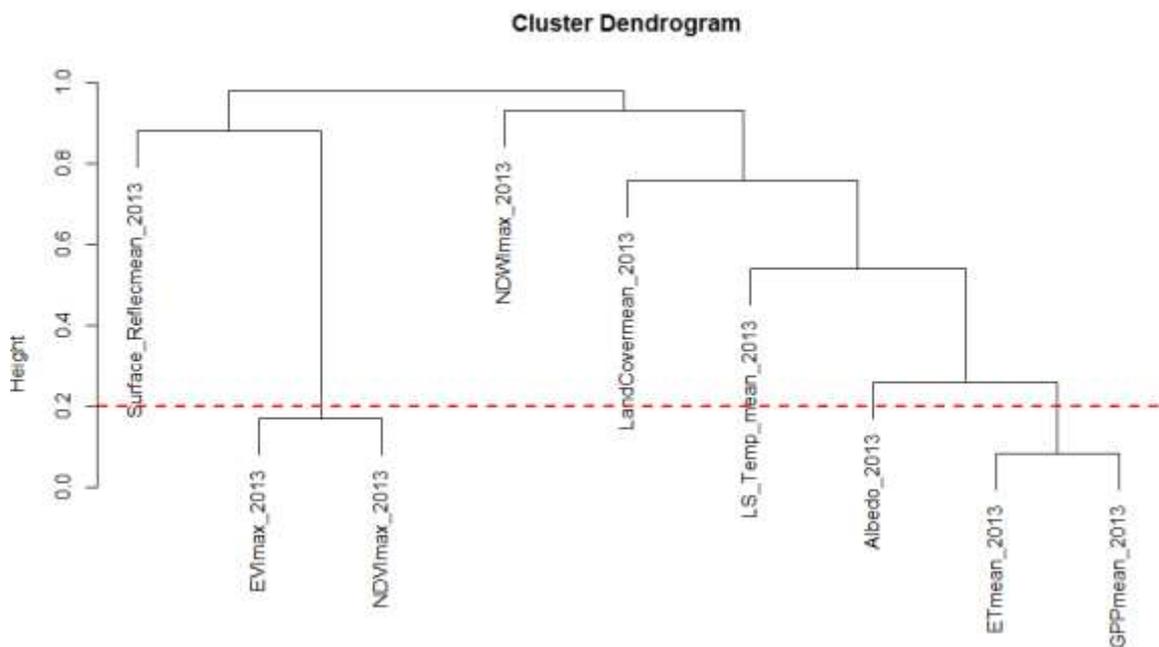


Figura 31. Dendrograma de las potenciales variables predictoras del modelo en el año 2013 en base al coeficiente de Spearman. Línea roja marca el valor de corte para la selección de las variables

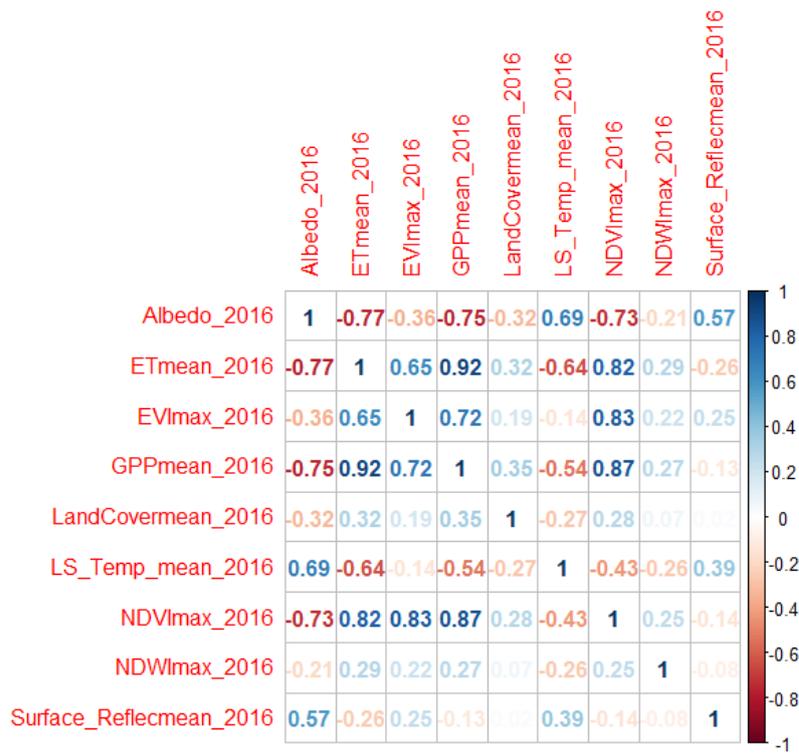


Figura 32. Matriz de correlación de las potenciales variables predictoras con valores del coeficiente de correlación de Spearman en 2016.

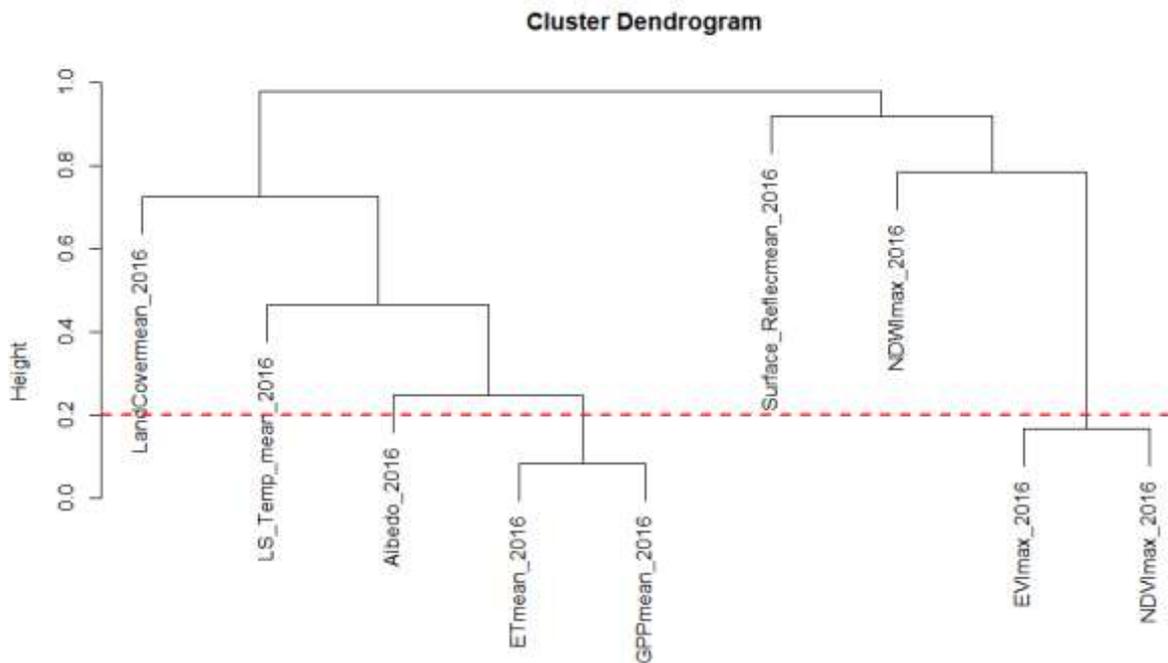


Figura 33. Dendrograma de las potenciales variables predictoras del modelo en el año 2016 en base al coeficiente de Spearman. Línea roja marca el valor de corte para la selección de las variables

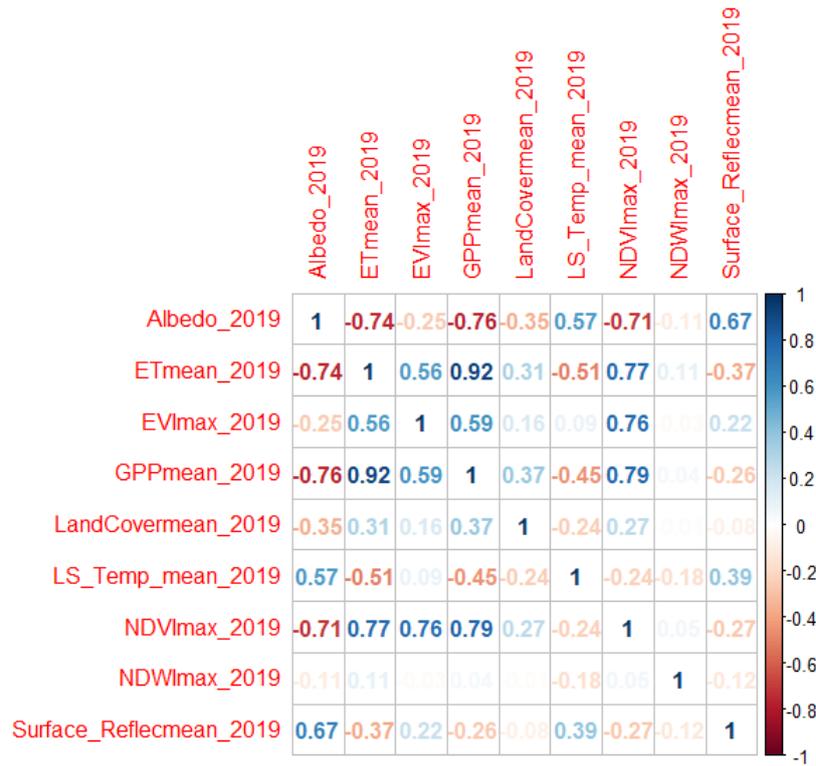


Figura 34. Matriz de correlación de las potenciales variables predictoras con valores del coeficiente de correlación de Spearman en 2019.

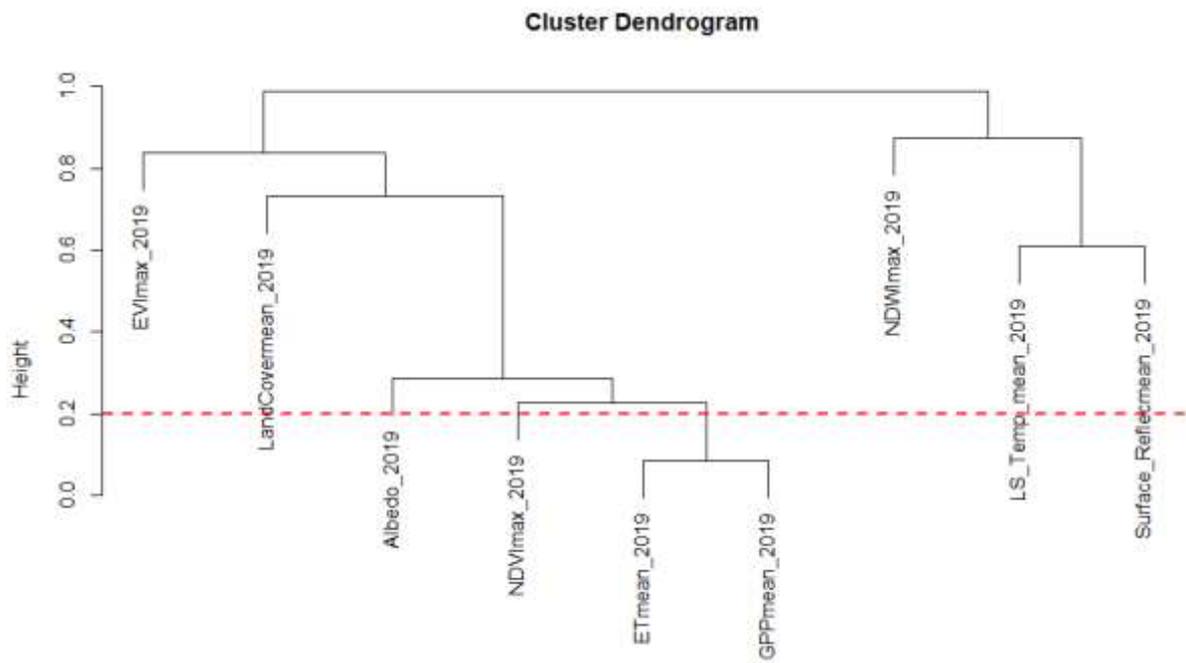


Figura 35. Dendrograma de las potenciales variables predictoras del modelo en el año 2019 en base al coeficiente de Spearman. Línea roja marca el valor de corte para la selección de las variables.

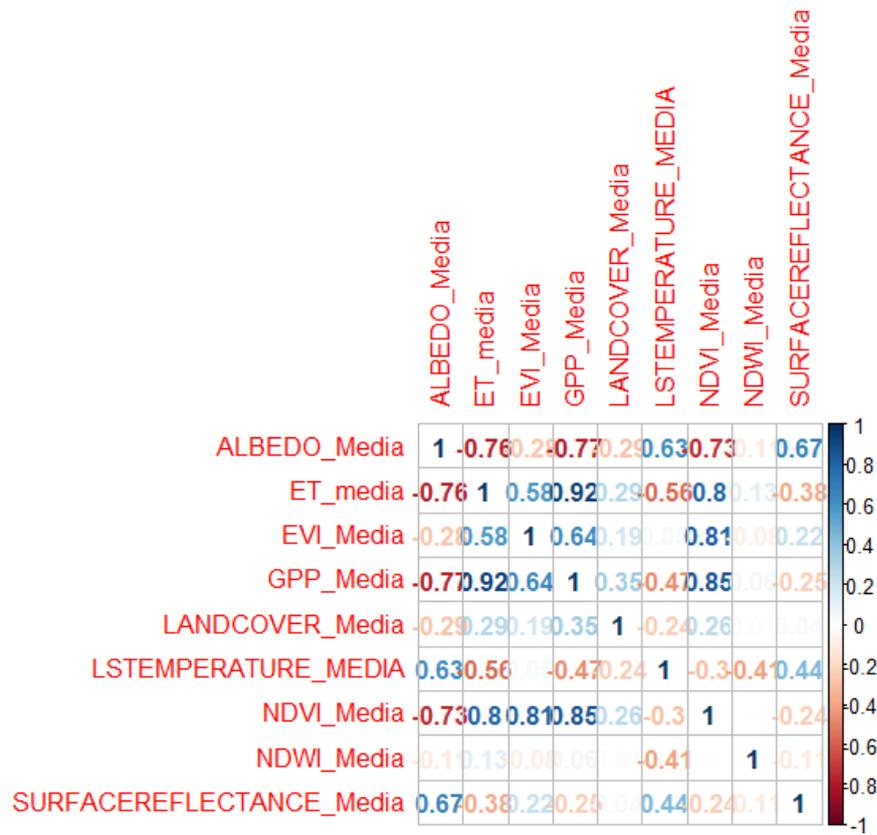


Figura 36. Matriz de correlación de la media correspondiente a las potenciales variables predictoras con valores del coeficiente de correlación de Spearman.

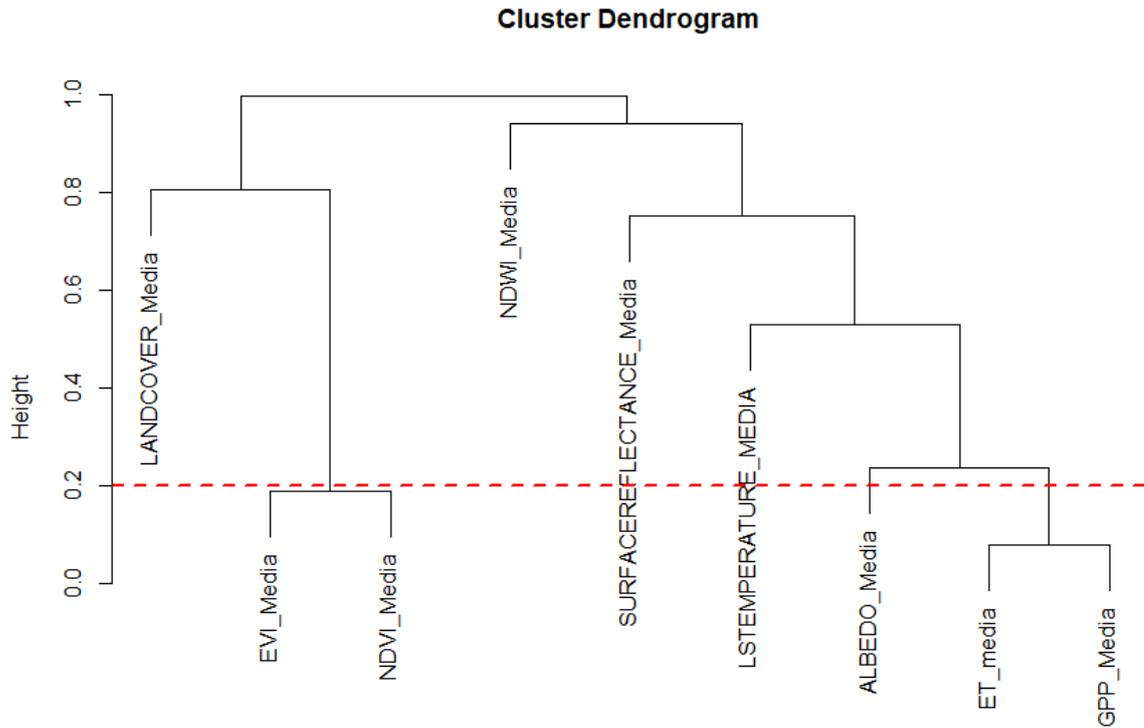


Figura 37. Dendrograma de la media correspondiente a las potenciales variables predictoras del modelo en base al coeficiente de Spearman. Línea roja marca el valor de corte para la selección de las variables.

6.2. Clases de la variable cobertura del suelo (Land Cover – LC).

Tabla 4. Clasificación de la cobertura terrestre correspondiente al tipo 3 (basado en LAI) de la variable “Land Cover” de MODIS.

Classes	Description
0	Water Bodies: at least 60% of area is covered by permanent water bodies.
1	Grasslands: dominated by herbaceous annuals (<2m) including cereal croplands
2	Shrublands: shrub (1-2m) cover >10%.
3	Broadleaf Croplands: bominated by herbaceous annuals (<2m) that are cultivated with broadleaf crops.
4	Savannas: between 10-60% tree cover (>2m).
5	Evergreen Broadleaf Forests: dominated by evergreen broadleaf and palmate trees (canopy >2m). Tree cover >60%.
6	Deciduous Broadleaf Forests: dominated by deciduous broadleaf trees (canopy >2m). Tree cover >60%.
7	Evergreen Needleleaf Forests: dominated by evergreen conifer trees (canopy >2m). Tree cover >60%.

8	Deciduous Needleleaf Forests: dominated by deciduous needleleaf (larch) trees (canopy >2m). Tree cover >60%.
9	Non-Vegetated Lands: at least 60% of area is non-vegetated barren (sand, rock, soil) or permanent snow and ice with less than 10% vegetation.
10	Urban and Built-up Lands: at least 30% impervious surface area including building materials, asphalt and vehicles.

6.3. Valores medios de las variables predictoras usadas.

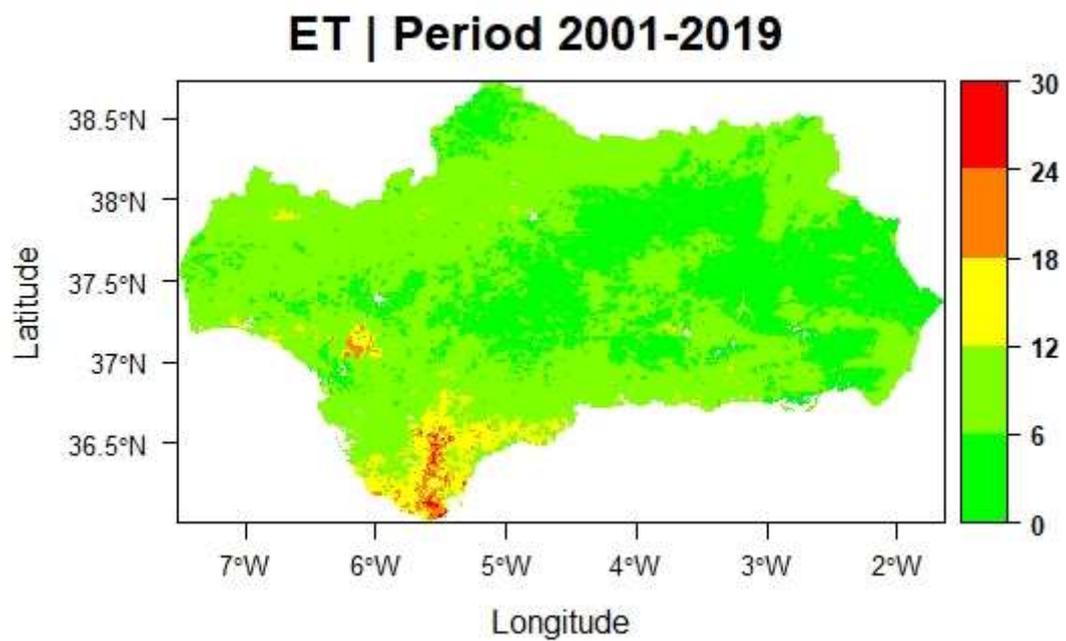


Figura 38. Evapotranspiración (ET) media en Andalucía dentro del periodo de estudio.

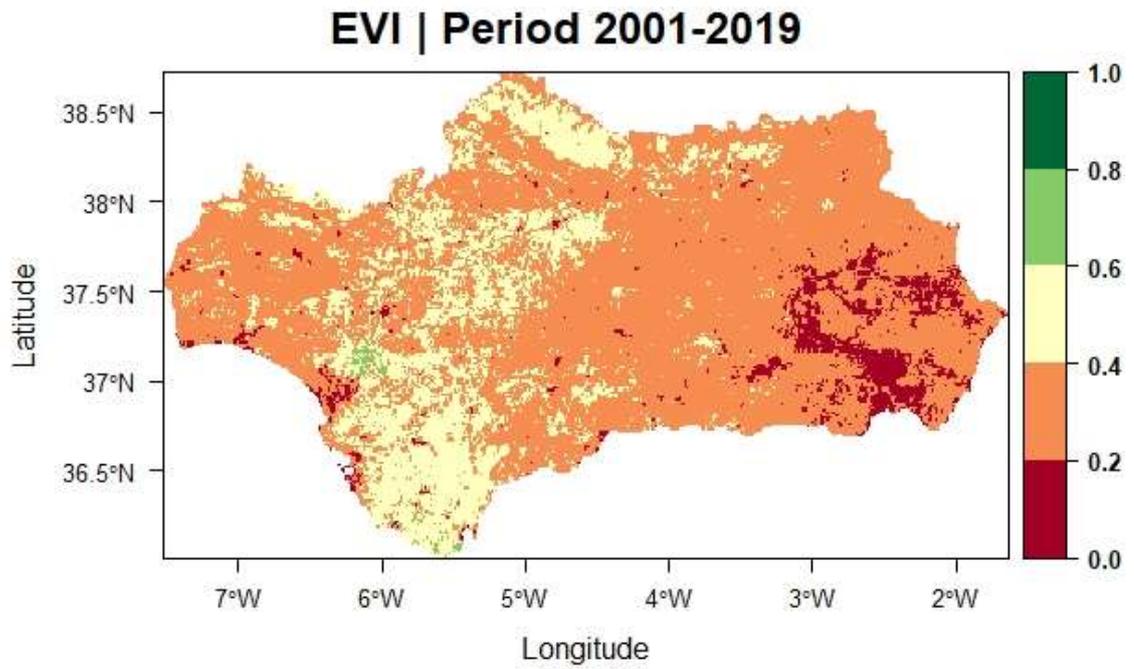


Figura 39. Índice de vegetación mejorado (EVI) medio en Andalucía dentro del periodo de estudio.

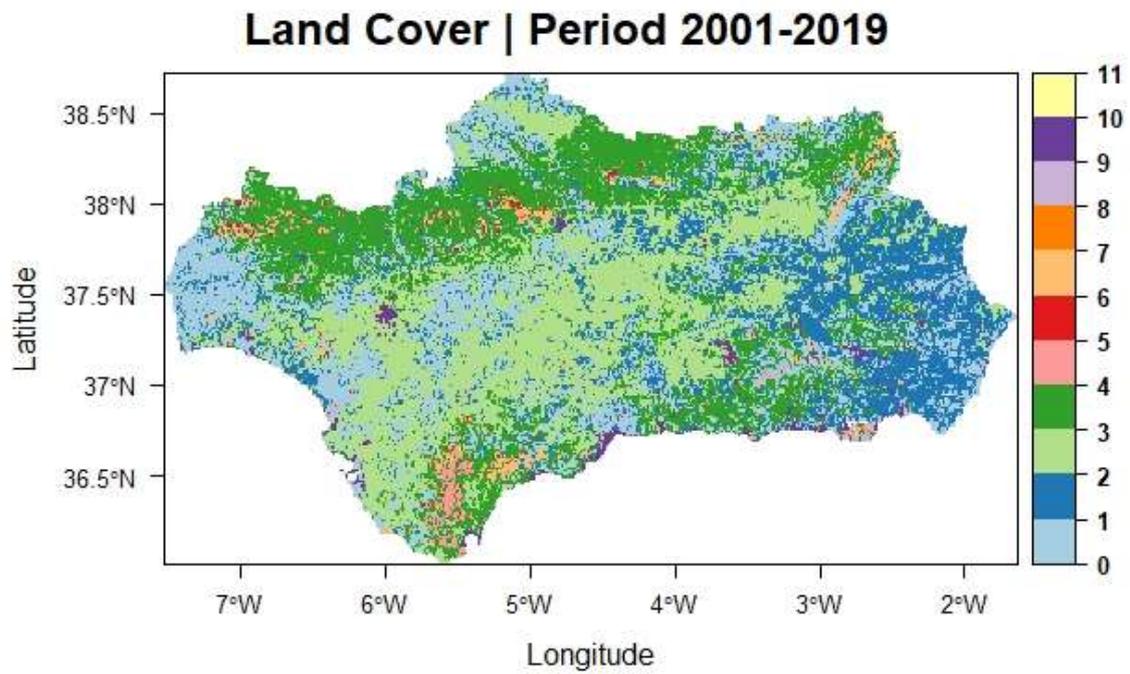


Figura 40. Cobertura del suelo (LC) en Andalucía dentro del periodo de estudio.

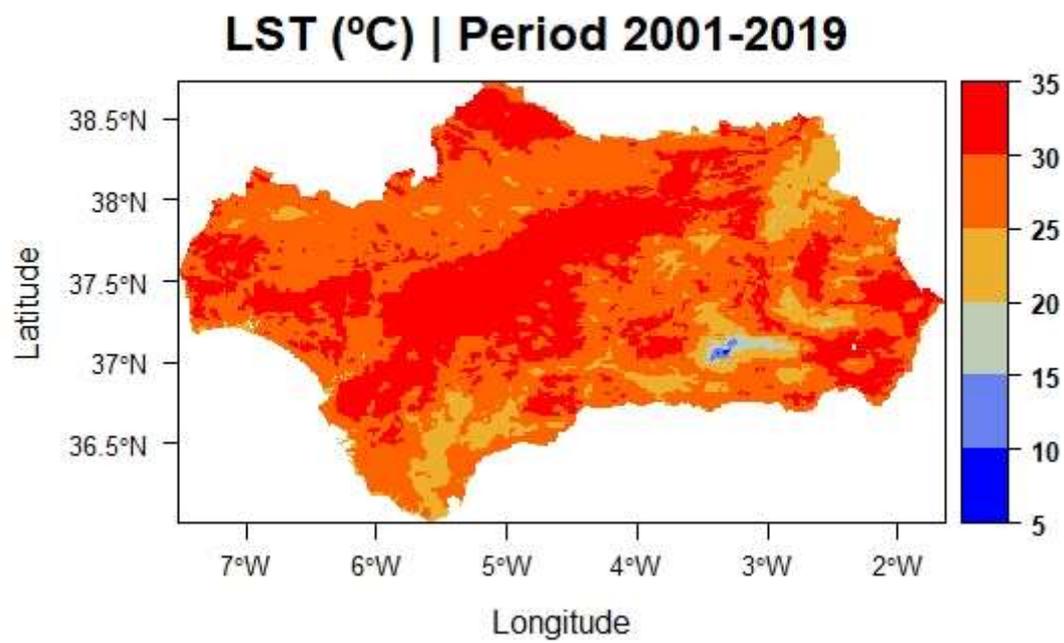


Figura 41. Temperatura superficial (LST) media en Andalucía dentro del periodo de estudio.

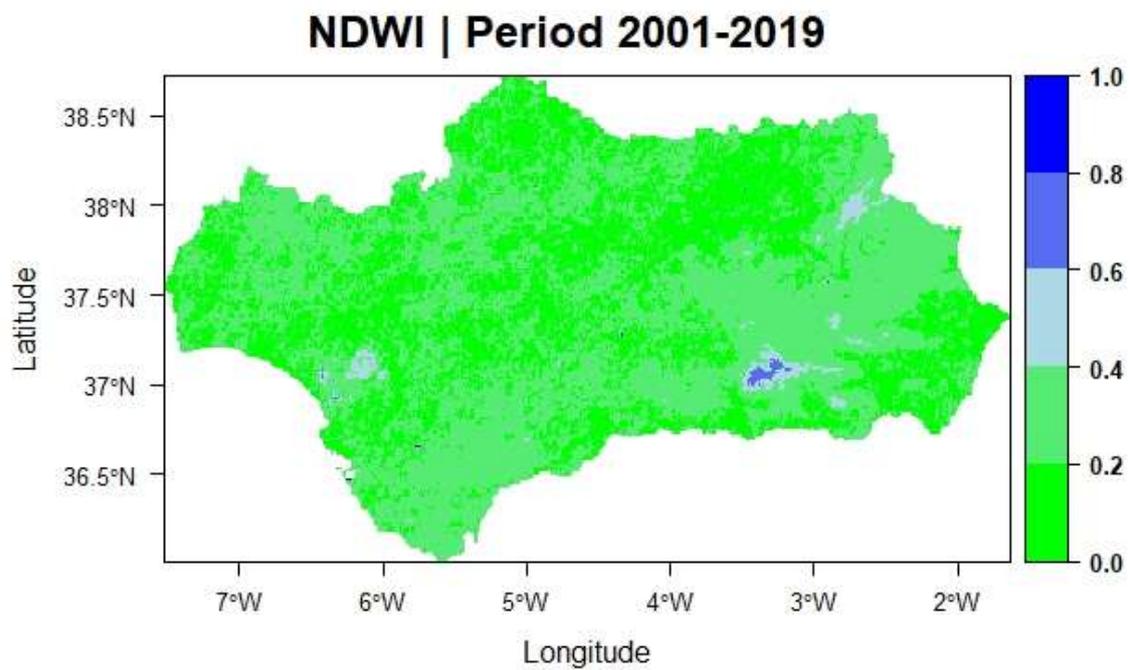


Figura 42. Índice normalizado de agua (NDWI) media en Andalucía dentro del periodo de estudio.

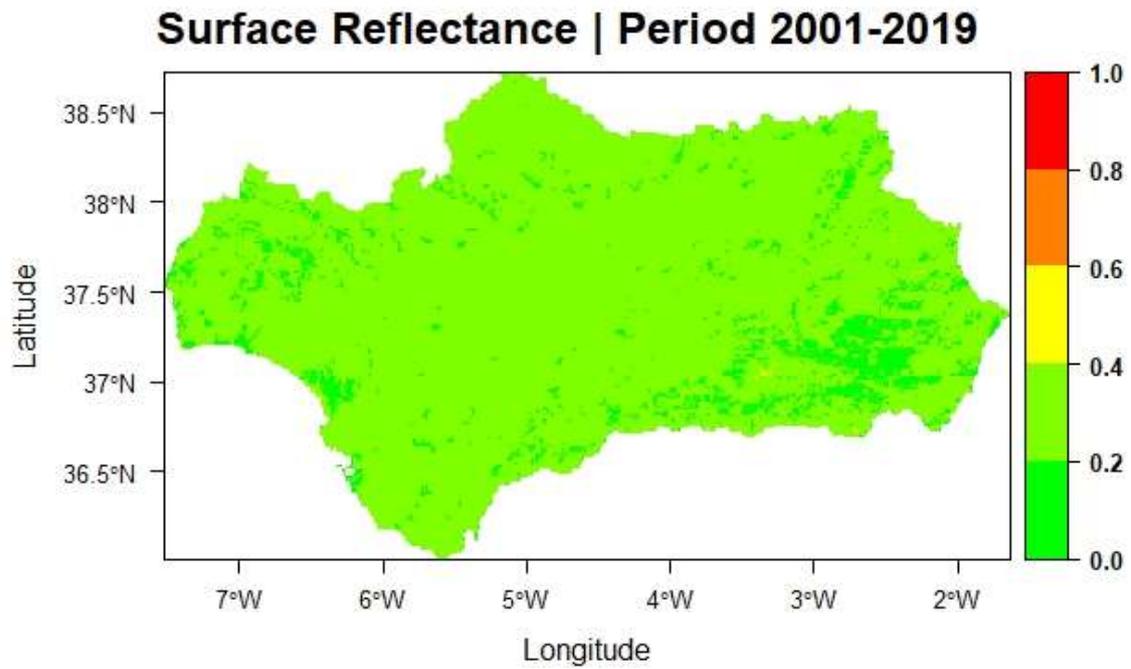


Figura 43. Reflectancia superficial (SR) media en Andalucía dentro del periodo de estudio.

6.4. Curvas de respuesta.

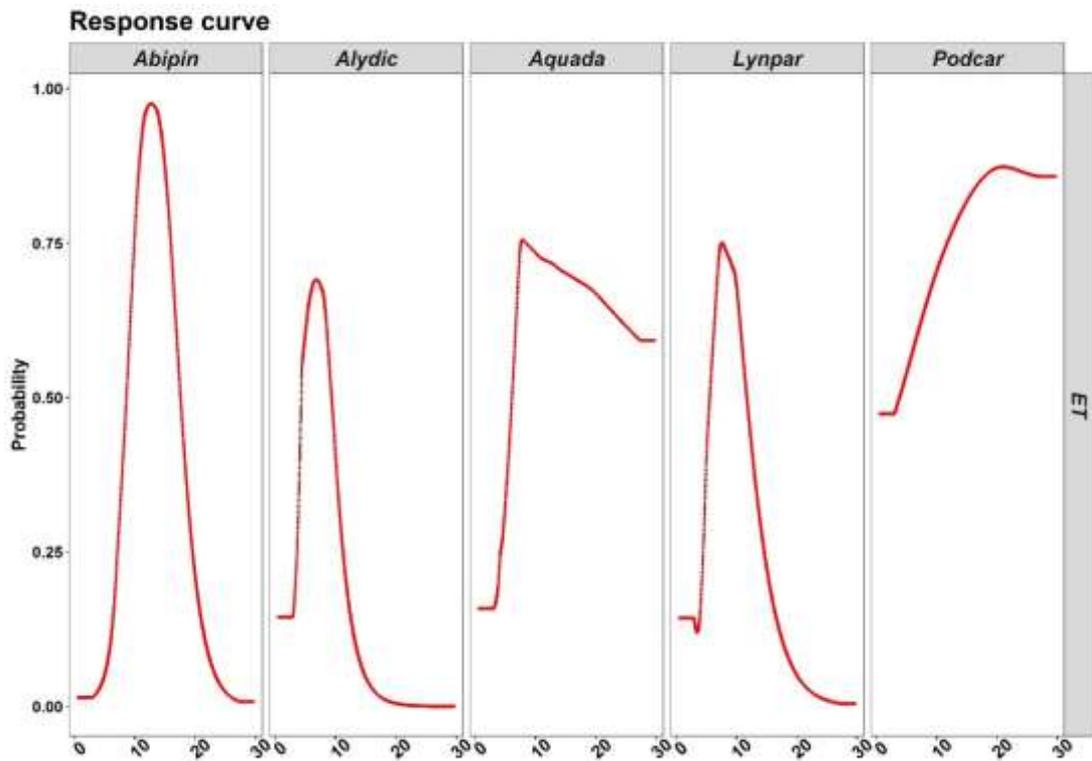


Figura 44. Curvas de respuesta de Evapotranspiración (ET) para las especies.

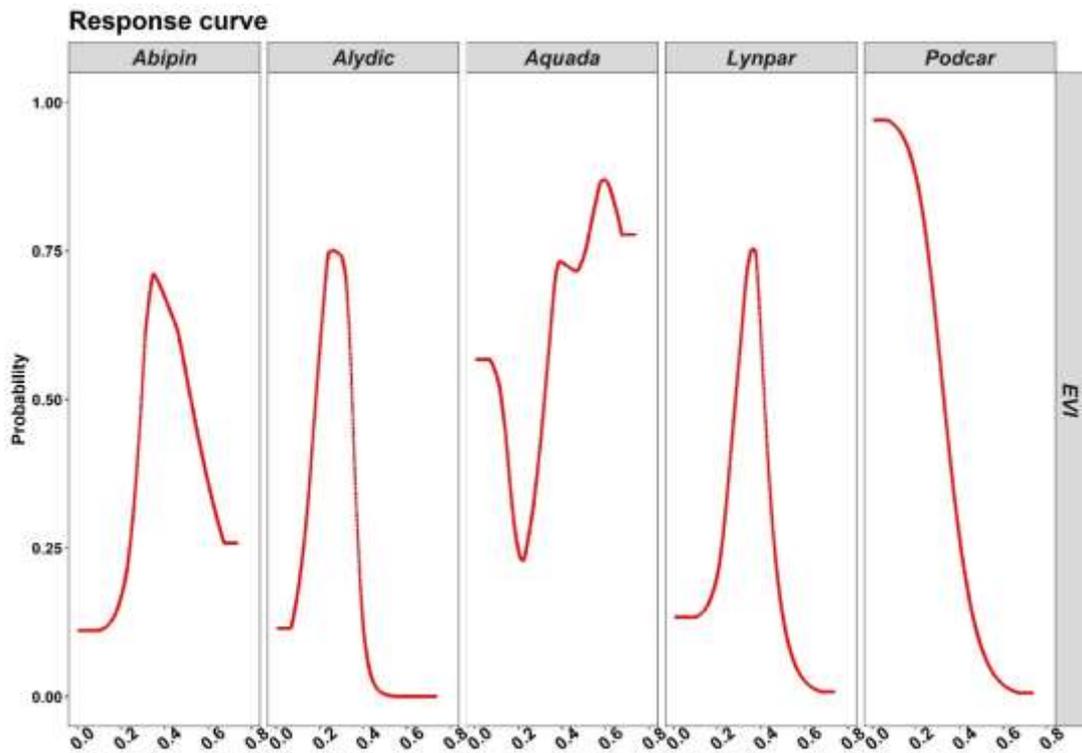


Figura 45. Curvas de respuesta del Índice de vegetación mejorado (EVI) para las especies de estudio en el año 2019.

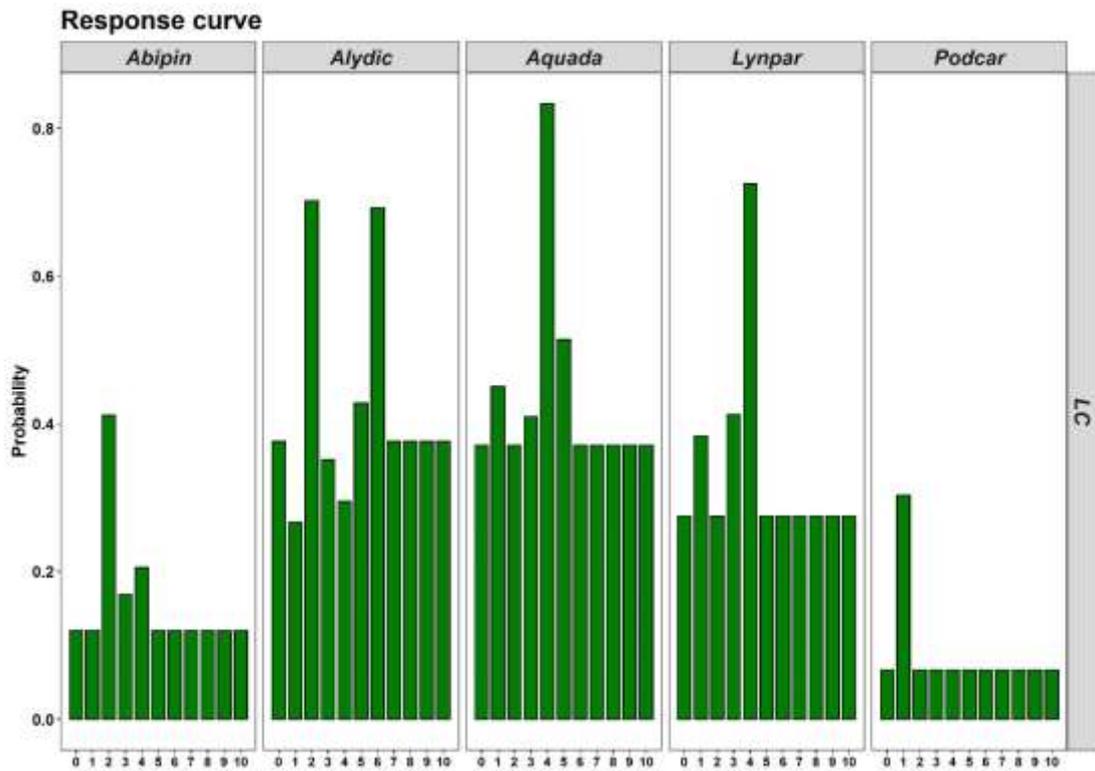


Figura 46. Curvas de respuesta de la cobertura del suelo (LC) para todas las especies de estudio en el año 2019.

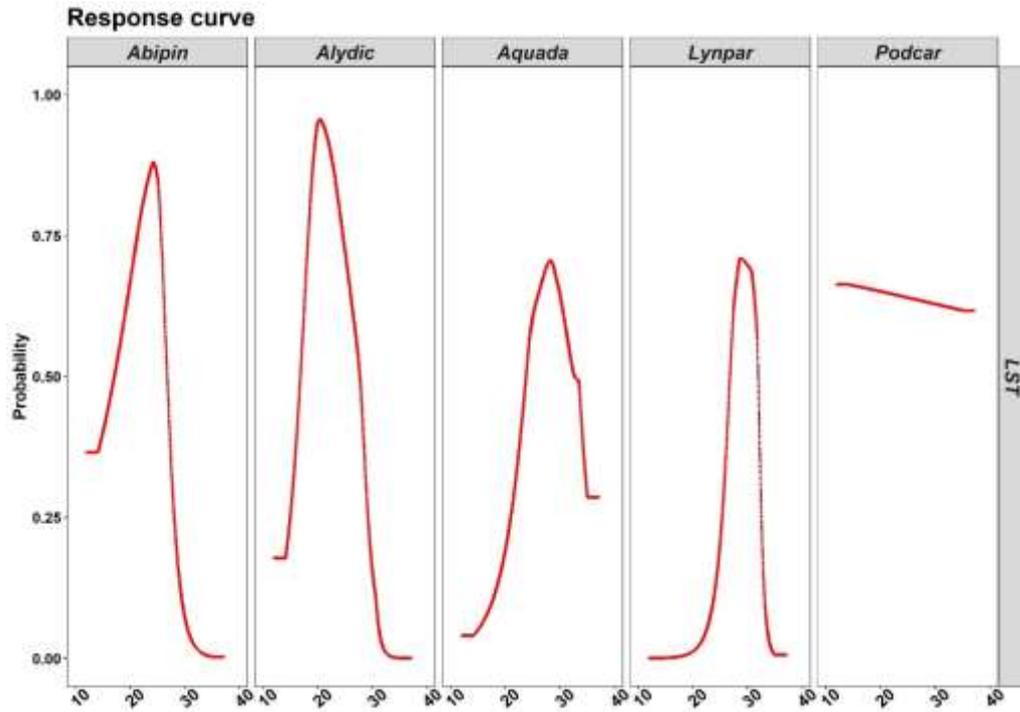


Figura 47. Curvas de respuesta de la temperatura superficial del suelo (LST) para las especies de estudio en el año 2019.

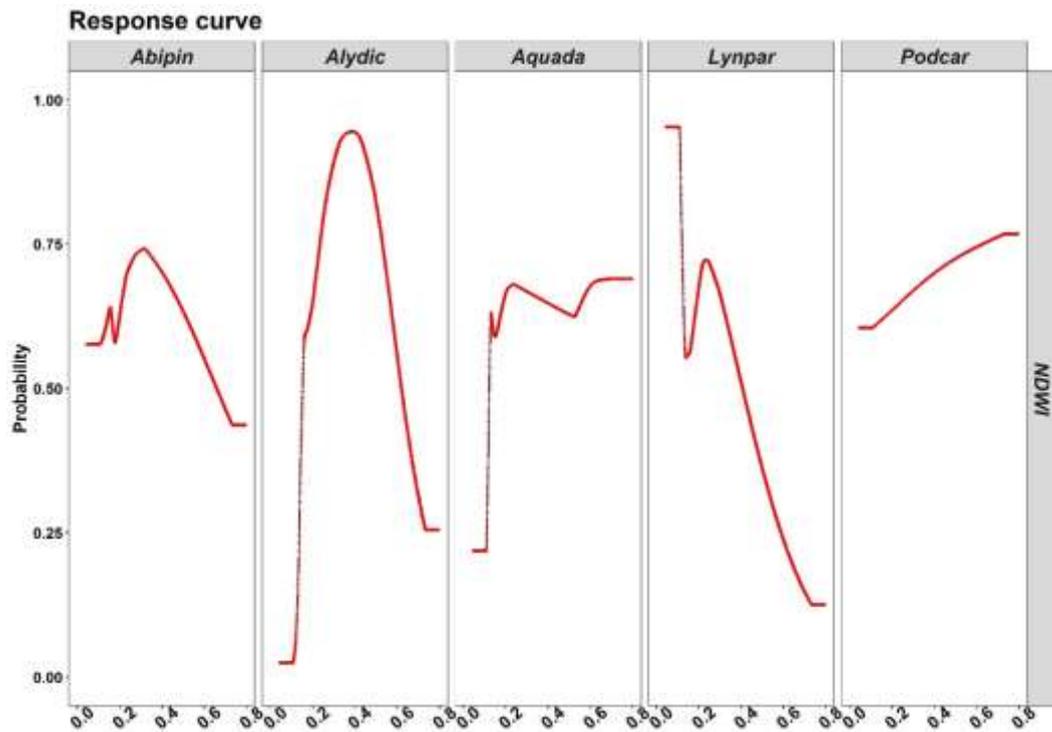


Figura 48. Curvas de respuesta del Índice normalizado de agua (NDWI) para las especies de estudio en 2019.

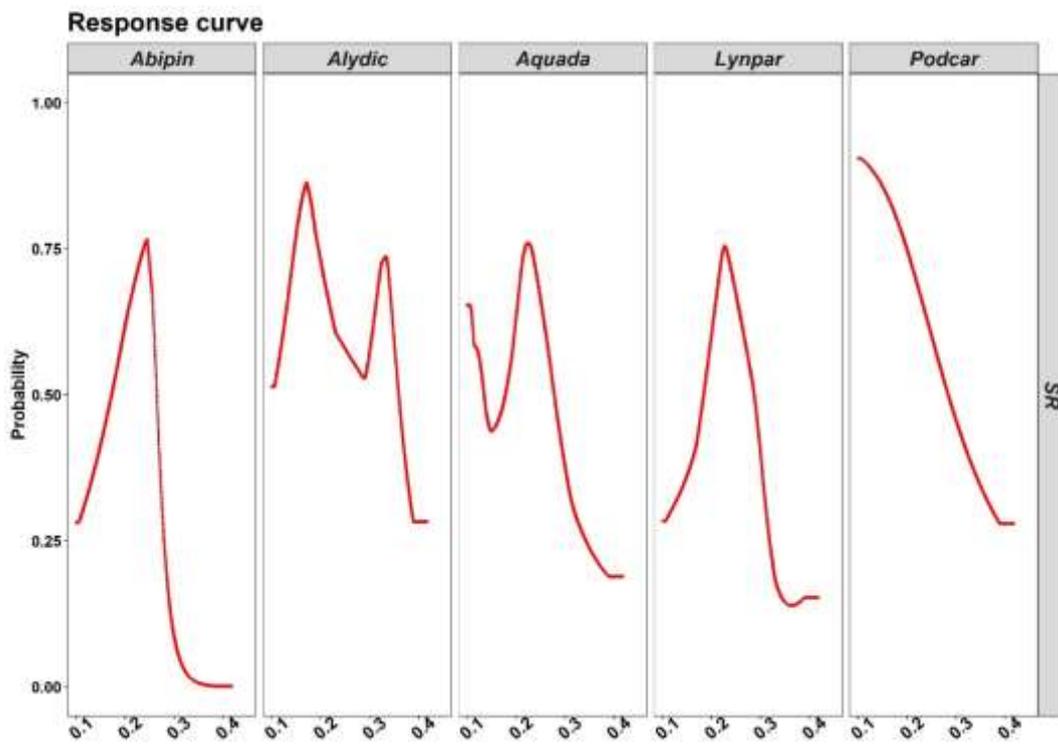


Figura 49. Curvas de respuesta de la reflectancia del suelo (SR) para las especies de estudio en 2019.