

APROXIMACIÓN MULTIESCALAR AL ESTUDIO
BIOGEOGRÁFICO DE LOS IMPACTOS DEL CAMBIO
GLOBAL EN LA ECORREGIÓN MEDITERRÁNEA

LA BIOGEOGRAFÍA EN EL ANTROPOCENO

Oliver Gutiérrez Hernández

Tesis Doctoral:

Aproximación multiescalar al estudio biogeográfico de los impactos del cambio global en la ecorregión mediterránea. La Biogeografía en el Antropoceno.

Memoria presentada por:

D. Oliver Gutiérrez Hernández,
para optar al título de Doctor por la Universidad de Sevilla.

Directores:

Dr. Luis Ventura García Fernández.
Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología.
Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

Dr. Rafael Cámara Artigas.
Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional.
Universidad de Sevilla.

Programa de Doctorado:

Geografía (RD. 99/2011).
Línea de investigación: Geografía Física, Recursos Naturales y Medio Ambiente.
Universidad de Sevilla.
Febrero de 2019.



CSIC
CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS



Universidad de Sevilla.
Programa de Doctorado de Geografía (RD. 99/2011)
Línea de investigación: Geografía Física, Recursos Naturales y Medio Ambiente.

Tesis Doctoral:

Aproximación multiescalar al estudio biogeográfico de los impactos del cambio global en la ecorregión mediterránea. La Biogeografía en el Antropoceno.

Tesis Doctoral presentada por D. Oliver Gutiérrez Hernández, en satisfacción de los requisitos necesarios para optar al grado de Doctor en Geografía, dirigida por Dr. Luis Ventura García Fernández (Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología, Consejo Superior de Investigaciones Científicas) y Dr. Rafael Cámara Artigas (Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional. Universidad de Sevilla)

LOS DIRECTORES

Dr. Luis Ventura García Fernández

Dr. Rafael Cámara Artigas

EL TUTOR

Dr. Rafael Cámara Artigas

EL DOCTORANDO

D. Oliver Gutiérrez Hernández



Reconocimientos y financiación:

D. Oliver Gutiérrez Hernández fue beneficiario de un contrato pre-doctoral JAE-PREDOC obtenido en régimen de concurrencia competitiva para la realización de la tesis doctoral en el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), con la financiación del Ministerio de Economía y Competitividad, Gobierno de España.

Premios derivados de la tesis:

D. Oliver Gutiérrez Hernández resultó ganador en la IV Edición (2017) del premio nacional “Jesús García Fernández” para jóvenes investigadores de la Asociación de Geógrafos Españoles.

D. Oliver Gutiérrez Hernández resultó ganador en la V Edición (2018) del premio nacional “Jesús García Fernández” para jóvenes investigadores de la Asociación de Geógrafos Españoles.

Dr. Luis Ventura García Fernández, Científico Titular, Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología, Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

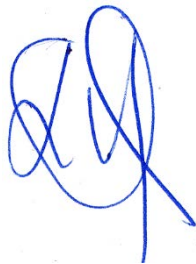
Dr. Rafael Cámara Artigas, Profesor Titular de Universidad, Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla,

Certifican: que la presentación de los trabajos incluidos en la presente Memoria de Investigación titulada “Aproximación multiescalar al estudio biogeográfico de los impactos del cambio global en la ecorregión mediterránea. La Biogeografía en el Antropoceno”, presentada por D. Oliver Gutiérrez Hernández para optar al grado de Doctor por la Universidad de Sevilla, en la modalidad de Tesis por compendio de publicaciones, reúne las siguientes características recogidas en el Plan de Investigación y Documentos de Actividades del Doctorando de la presente tesis doctoral.

En el Anexo I, se adjunta un informe detallado sobre la relevancia científica de las publicaciones incluidas en la presente tesis doctoral.

LOS DIRECTORES

Dr. Luis Ventura García Fernández



Dr. Rafael Cámara Artigas



En Sevilla, a 11 de enero de 2019



Dr. Luis Ventura García Fernández, Científico Titular, Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología, Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

Dr. Rafael Cámara Artigas, Profesor Titular de Universidad, Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla.

Dr. José María Senciales González, Profesor Titular de Universidad, Departamento de Geografía, Universidad de Málaga.

Aceptan: la presentación de los trabajos incluidos en la presente Memoria de Investigación titulada “Aproximación multiescalar al estudio biogeográfico de los impactos del cambio global en la ecorregión mediterránea. La Biogeografía en el Antropoceno”, presentada por D. Oliver Gutiérrez Hernández para optar al grado de Doctor por la Universidad de Sevilla, en la modalidad de Tesis por compendio de publicaciones. En todos los artículos presentados en el presente documento de tesis, el doctorando es el autor del diseño de investigación y el autor del manuscrito original, y los coautores participaron en la revisión crítica de los artículos.

LOS COAUTORES

Dr. Luis V. García Fernández Dr. Rafael Cámara Artigas Dr. José María Senciales González

En Sevilla, a 11 de enero de 2019



CSIC
CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

A mi madre.

Índice

Índice	8
Capítulo 1	14
Introducción general	14
1.1. INTRODUCCIÓN.....	15
1.1.1. La Biogeografía como ciencia geográfica con base ecológica	15
1.1.2. En busca de una renovación temática y metodológica	16
1.1.3. El Antropoceno y las nuevas coordenadas de un medio biogeográfico cambiante.....	19
1.1.4. La vulnerabilidad de la ecorregión mediterránea ante el Cambio Global	21
1.2. OBJETIVOS	24
1.3. RESUMEN.....	25
1.4. REFERENCIAS	30
Capítulo 2	37
Evolución de la Superficie Forestal en Andalucía (1956-2007). Procesos y Factores	37
2.1. INTRODUCCIÓN.....	38
2.1.1. El estudio de los usos del suelo y las coberturas vegetales	38
2.1.2. Los programas de seguimiento de la ocupación del suelo	39
2.1.3. Objetivos del trabajo	40
2.2. MATERIAL Y MÉTODOS	41
2.2.1. Área de estudio	41
2.2.2. Fuentes de datos espaciales, procesado cartográfico y depuración de errores	42
2.2.3. Análisis de cambios y factores explicativos	46
2.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	49
2.3.1. Persistencia de los usos forestales.....	49
2.3.2. Incremento de la superficie arbolada	53
2.3.3. Transformación de las cubiertas forestales	60
2.4. CONCLUSIONES.....	70
2.5. REFERENCIAS	73

Capítulo 3	76
Modelos predictivos en Biogeografía	76
3.1. INTRODUCCIÓN.....	77
3.1.1. El nicho ecológico y la distribución de las especies	77
3.1.2. Integración de modelos predictivos en biogeografía	79
3.1.3. El alcornoque, especie objeto de estudio.	81
3.1.4. Objetivos.....	82
3.2. MATERIAL Y MÉTODOS	82
3.2.1. Área de estudio	82
3.2.2. Estrategia de muestreo	83
3.2.3. Selección de variables predictoras.....	85
3.2.4. Métodos estadísticos y minería de datos.....	86
3.2.5. Evaluación de modelos.....	89
3.2.6. Especificaciones técnicas y software empleado.....	91
3.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	92
3.3.1. Contraste de los registros de presencia / ausencia	92
3.3.2. Variables explicativas del nicho del nicho ecológico fundamental. Autoecología.	94
3.3.3. Selección de los predictores y determinación de los parámetros del modelo general.....	95
3.3.4. Capacidad discriminante de los modelos finales.....	98
3.3.5. Cartografías de distribución potencial	100
3.4. CONCLUSIONES.....	105
3.5. REFERENCIAS	107
Capítulo 4	113
Impacto del calentamiento global en la distribución y supervivencia del pinsapo	113
4.1. INTRODUCCIÓN.....	114
4.1.1. Impacto del cambio climático en los ecosistemas.....	114
4.1.2. Distribución y vulnerabilidad de los abetos circum-mediterráneos.....	116
4.1.3. Aplicación de los modelos predictivos del nicho ecológico en Geografía Física	120

4.1.4. Objetivos.....	122
4.2. METODOLOGÍA	122
4.2.1. Área de estudio	122
4.2.2. Diseño del muestreo	124
4.2.3. Preparación de variables ambientales y calibración del modelo estadístico	126
4.2.4. Evaluación de modelos.....	128
4.2.5. Escenarios de cambio climático	129
4.2.6. Especificaciones técnicas y software empleado.....	130
4.3. RESULTADOS	131
4.3.1. Selección de las variables predictoras.....	131
4.3.2. Capacidad discriminante de los modelos predictivos.....	135
4.3.3. Cartografías de distribución potencial del pinsapo. Escenario actual.	136
4.3.4. Análisis de escenarios de cambio climático previstos	139
4.3.5. Cartografías de distribución potencial del pinsapo. Escenarios futuros.....	141
4.4. DISCUSIÓN	143
4.4.1. Hasta donde llegan los modelos	143
4.4.2. Más allá de los modelos. Adaptación al cambio global.	145
4.5. CONCLUSIONES	148
4.6. REFERENCIAS	150
4.7. ANEXO I. Cartografía del modelo estadístico (GLM).....	159
Capítulo 5	161
Regeneración de los pinsapares béticos. Análisis de tendencia interanual y estacional del NDVI.....	161
5.1. INTRODUCCIÓN.....	162
5.2. METODOLOGÍA	165
5.2.1. Área de estudio	165
5.2.2. Pre-procesamiento de imágenes de satélite del sensor MODIS	167
5.2.3. Estrategia de muestreo	167
5.2.4. Análisis estadístico	169

5.3. RESULTADOS	170
5.3.1. Estado general de las masas	170
5.3.2. Cartografía de tendencia interanual	171
5.3.3. Análisis de tendencia estacional	171
5.4. DISCUSIÓN	175
5.5. CONCLUSIONES	178
5.6. REFERENCIAS	180
Capítulo 6	184
La dimensión geográfica de las invasiones biológicas en el Antropoceno. El caso de <i>Xylella fastidiosa</i>	184
6.1. INTRODUCCIÓN.....	185
6.1.1. Las invasiones biológicas y la emergencia de <i>Xylella fastidiosa</i>	185
6.1.2. La Geografía ante las invasiones biológicas	187
6.1.3. Objetivos.....	188
6.2. MATERIAL Y MÉTODOS	189
6.2.1. Áreas de estudio	189
6.2.2. Procesado de variables bioclimáticas	189
6.2.3. Definición de los <i>drivers</i> en el marco regional	191
6.2.4. Diseño del muestreo	192
6.2.5. Modelos predictivos y evaluación multicriterio	194
6.3. RESULTADOS	195
6.3.1. Reducción de la dimensionalidad de los predictores	195
6.3.2. Evaluación de los modelos de nicho ecológico.....	195
6.3.3. Distribución potencial global de <i>Xylella fastidiosa</i>	198
6.3.4. Exposición de la península Ibérica e Islas Baleares a <i>Xylella fastidiosa</i>	199
6.4. DISCUSIÓN	202
6.4.1. Posibilidades y limitaciones de los modelos.....	202
6.4.2. Una aproximación multidisciplinar: aportaciones de la Geografía	204
6.5. CONCLUSIONES	206

6.6. REFERENCIAS	207
Capítulo 7	214
Discusión general	214
7.1. DISCUSIÓN GENERAL.....	215
7.1.1. Aportaciones del análisis de los cambios en los usos y coberturas del suelo.....	215
7.1.2. Aportaciones de los modelos predictivos en Biogeografía	218
7.1.3. Aportaciones de la proyección de escenarios de cambio climático	223
7.1.4. Aportaciones de la monitorización de tendencias estacionales e interanuales	227
7.1.5. Aportaciones de la dimensión geográfica de las invasiones biológicas.....	230
7.2. REFERENCIAS	234
Capítulo 8	244
Conclusiones generales	244
Referencias.....	250
Anexo I	288
Informe de relevancia científica de las publicaciones.....	288
Relevancia científica de las publicaciones incluidas en la tesis doctoral.....	290
Participación en proyectos de investigación.....	294
Otras publicaciones científicas realizadas en el periodo pre-doctoral.....	295
Otras publicaciones.....	299

Capítulo 1

Introducción general

1.1. INTRODUCCIÓN

«En un área de contacto, no fácil de limitar, entre la litosfera, la atmósfera y la hidrosfera, y penetrando entre ellas más o menos, se desarrollan los fenómenos biológicos —la vida— en sus diferentes aspectos. Indistintamente, a este espacio y a los seres que en él viven se le denomina Biosfera».

José Manuel Rubio Recio (1992)

1.1.1. La Biogeografía como ciencia geográfica con base ecológica

Biogeografía es una expresión de origen decimonónico que hace referencia a un campo de conocimiento que estudia la distribución de los seres vivos en el espacio geográfico a través del tiempo (Gutiérrez-Hernández, 2018).

Se trata de una aproximación científica que aborda el estudio de la biosfera mediante un doble enfoque, descriptivo y causal, una ciencia que localiza, describe y explica la distribución de la vida en el planeta Tierra (Lacoste y Salomon, 1973).

La geografía de la vida tiene unos orígenes compuestos, con unos cimientos contruidos a partir de teorías y observaciones generadas por científicos y naturalistas antes de que este campo de estudio se estableciera como una disciplina independiente. Esta geografía de la biosfera es también una de las ramas más antiguas de la Geografía moderna, una disciplina con una larga tradición, cuyos antecedentes directos entroncan con los trabajos de Alexander von Humboldt (Humboldt, 1805) y las ideas del evolucionismo (Darwin 1859; Wallace 1876), sin olvidar los trabajos previos sobre sistemática y taxonomía de Carl Linnaeus (Linnaeus, 1758).

Biogeografía y Ecología se han considerado disciplinas afines, aunque practicadas desde distintas escuelas y puntos de vista (Fisher, 2002; Kent, 2005; Ricklefs y Jenkins, 2011). Ramón Margalef, identificaba en el origen de la ecología, la incorporación de una geografía del paisaje (Margalef, 1974); y Fernando González-Bernáldez, encontraba en el geosistema la combinación de ese paisaje, o fenosistema perceptible, y un criptosistema subyacente (González-Bernáldez, 1981). El paisaje representa la proyección geográfica del concepto de ecosistema (Rodríguez Martínez, 2016) y, por tanto, es otro ámbito de confluencia entre la Biogeografía y la Ecología.

Quizás por herencia del mundo académico, en España coexisten en la práctica dos biogeografías: la que han practicado los geógrafos y la propia de los biólogos. Cabría pensar que la primera se preocupó más por la expresión espacial de los fenómenos biológicos y la segunda por la organización ecológica de los mismos. Sin embargo, no ha sido exactamente así. La Biogeografía de los geógrafos, con un desarrollo más tardío y una reducida comunidad

de geógrafos especializados en el estudio de la biosfera (Ferrerías Chasco y Fidalgo Hijano, 1991), a menudo estuvo trufada por influencias procedentes de la (geo)botánica y la fitosociología (López Ontiveros, 1996; García Fernández, 2001), también caracterizada por un carácter más descriptivo, y por un mayor interés hacia la elaboración de inventarios y clasificaciones, pero poco inclinada hacia el estudio de patrones de distribución de la biodiversidad, las relaciones causales subyacentes y las generalizaciones propias de las ciencias positivas (Nogués Bravo, 2003). Resulta paradójico, por tanto, que la Biogeografía de los geógrafos, con una concepción más tradicionalmente más permeable o abierta a la influencia de los biólogos que a la inversa, estuviera durante tanto tiempo constreñida por un reducido número de intereses (inventarios, clasificaciones) y puntos de vista (geobotánica, fitosociología), a menudo siguiendo los pasos de los botánicos (García Fernández, 2001).

Así, en nuestro país, la Biogeografía todavía mantiene un estatus casi marginal en el contexto de la Geografía, si consideramos su menor presencia en forma de asignaturas obligatorias y optativas en los planes de estudio de Geografía o la magnitud de la actividad investigadora en forma de proyectos de investigación, tesis doctorales y artículos científicos en el conjunto de las ciencias geográficas (Lasanta-Martínez y Martín-Vide, 2013).

En las últimas décadas, el estudio de los patrones de distribución de la biodiversidad ha ocupado un papel cada vez más relevante en la Biogeografía. Tal es así, que algunos autores consideran necesario reintroducir los principales temas y métodos de la Macroecología para reconducir el rol de la Biogeografía en el contexto de la Geografía Física (Kent, 2007). Así, desde la primera edición de uno de los principales manuales de referencia sobre Biogeografía (Lomolino *et al.* 2016), publicado en 1983, se ha venido destacando la importancia del estudio macroecológico de los patrones de distribución, que en los últimos años ha cobrado un nuevo impulso motivado por la revolución de las Tecnologías de la Información Geográfica, consideradas parte del núcleo central de la Geografía (Chuvienco Salinero *et al.*, 2005).

1.1.2. En busca de una renovación temática y metodológica

Lejos quedan las últimas monografías publicadas en España sobre biogeografía general (Ferrerías Chasco y Fidalgo Hijano, 1991; Meaza *et al.*, 2000), y también las últimas monografías sobre biogeografía regional (Rubio Recio, 1989, 1992). Se trata de obras de un notable calado e influencia en la comunidad de geógrafos españoles, y que todavía constituyen manuales de referencia en la enseñanza académica de la Biogeografía, especialmente en el contexto de los planes de estudio de Geografía.

Esta atonía en la producción bibliográfica, que hallamos el panorama nacional en el apartado de monografías, contrasta especialmente con lo que encontramos en el contexto

internacional, más allá de la propia geografía académica, donde la Biogeografía cuenta con manuales de referencia que se renuevan y actualizan con frecuencia y nuevas obras aparecen incorporando notables innovaciones (Cox et al., 2016; Lomolino et al., 2016; Zheng et al., 2019).

Sala y Batalla (1999), plantean una interesante observación acerca de las diferencias entre biólogos y geógrafos en relación con el alcance del término «geográfico». Para los primeros, lo geográfico se reduce a todo aquello relacionado con aspectos espaciales y locacionales, y la geografía se presenta como una mera plataforma espacial donde situar los hechos biológicos en el espacio geográfico y en el tiempo geológico. Sin embargo, para los geógrafos modernos, lo geográfico pasa por una concepción mucho más amplia que implica necesariamente una combinación dialéctica de factores ambientales y culturales.

Por tanto, parece necesaria una renovación y actualización de los contenidos teóricos y metodológicos de la Biogeografía en el contexto de la Geografía. Y prueba de ello es también la reciente propuesta de actualización del manual “Metodología y práctica de la Biogeografía”, secundada casi por una veintena de profesores con motivo del X Congreso Español de Biogeografía, y que incluye un nuevo epígrafe denominado «Los factores mesológicos ante el Cambio Global y el Cambio Climático» (Meaza, 2018), tema que constituye uno de las líneas de investigación de la presente tesis doctoral.

Frente a esta atonía bibliográfica, anteriormente mencionada, en la que también tiene su influencia la escasa importancia que los criterios de evaluación de la actividad investigadora conceden a la publicación de manuales, en los últimos años estamos presenciando indicios de un proceso de renovación sobre temáticas y puntos de vista relacionados con la Biogeografía. Basta con revisar las últimas tesis doctorales leídas por geógrafos en el seno de departamentos universitarios de geografía en España (Olmedo-Cobo, 2011; Prieto Jiménez, 2015; Fuentes Delgado, 2016; Paladini San Martín, 2016; Serrano Montes, 2017).

La renovación es aún más evidente si analizamos la fulgurante incorporación de líneas de investigación poco exploradas en la Biogeografía española, como es el caso de la paleoecología y la paleo-biogeografía, con técnicas procedentes de la pedoantracología (Gómez-Zotano et al., 2017; Olmedo-Cobo et al., 2017, 2018) y de la propia dendrología en el contexto de la Geografía Física (Tejedor et al., 2017; Martínez del Castillo et al., 2018; Peña-Gallardo et al., 2018), técnicas que en ambos casos profundizan en una dimensión macro-escalar de los cambios en el tiempo.

También son destacables los activos frentes abiertos en el campo de la Geografía de los suelos, una disciplina tradicionalmente emparentada con la Biogeografía (Rodrigo-Comino

et al., 2018); o las contribuciones realizadas en aspectos relacionados con la implementación de técnicas de muestreo y su integración en el estudio integrado de la vegetación (Cámara Artigas y Díaz del Olmo, 2013); así como la evaluación y valoración biogeográfica del paisaje, considerando una gran desatendida en nuestro campo: la fauna (Lozano Valencia et al., 2015).

Con todo, veinticinco años después de las primeras Jornadas de Campo de Biogeografía, en un trabajo de revisión, basado en las 478 contribuciones científicas presentadas en los distintos congresos de biogeografía celebrados hasta 2018, Rafael Cámara Artigas puso de manifiesto la escasa participación de trabajos de biogeográficos basados en técnicas de teledetección (7 contribuciones, 1,42 %) y métodos estadísticos (3 contribuciones, 0,62 %), o trabajos relacionados con el cambio climático (7 contribuciones, 1,42 %) y riesgos biológicos (6 contribuciones, 1,25 %) en el contexto de la Biogeografía aplicada (Cámara-Artigas, 2018), técnicas y campos de investigación donde se insertan algunas de las principales líneas de investigación de la presente tesis doctoral.

Siguiendo con las conclusiones emanadas de la mencionada revisión, Rafael Cámara-Artigas recuerda la vigencia de las recomendaciones realizadas por Rosalía Bejarano Palma y José Manuel Rubio Recio (Bejarano-Palma y Rubio Recio, 1999), en las que destacamos la propuesta de «rentabilizar la experiencia adquirida en materia de paisaje como criterio para el diseño de un desarrollo sostenible y abrirse a otros enfoques metodológicos, con una mentalidad abierta a otras influencias e intercambios con ciencias afines y con otras ramas de la Geografía física, especialmente a aquellos que ahonden más en el estudio de los procesos». Estas conclusiones venían a respaldar alguno de los puntos básicos consensuados en la I Reunión de Profesores de Biogeografía, organizada por José Manuel Rubio Recio y celebrada en Sevilla (1991), puntos como el «interés por el valor de la antropización de la Biosfera» y el interés por la ecofisiología: «adaptaciones de la vegetación y la fauna a los componentes inorgánicos de los ecosistemas, que actúan como factores», por tanto, intereses entre los cuales nuevamente se insertan las principales líneas de investigación de la presente tesis doctoral.

Por último, si analizamos el conjunto de las contribuciones presentadas en el X Congreso Español de Biogeografía (Almagro, 2018), llama la atención que apenas se cuenten comunicaciones científicas sobre modelos de nicho ecológico, métodos estadísticos avanzados y teledetección aplicada a la Biogeografía. Aunque se aborda el estudio del cambio global, destaca la omisión del término Antropoceno, pues no aparece en ninguna de las comunicaciones (Jerez García et al., 2018), cuando una de sus manifestaciones más vinculadas con una visión biogeográfica del Antropoceno, la propagación de especies exóticas por las actividades humanas, su impacto y su gestión, constituye una de los principales frentes de

investigación para la Ecología y las Ciencias del Medio Ambiente (Ecology and Environmental Sciences), en la que se insertan las investigaciones sobre Biogeografía, según el último informe de Research Fronts (Clarivate Analytics, 2018).

1.1.3. El Antropoceno y las nuevas coordenadas de un medio biogeográfico cambiante

En julio de 2018, la Comisión de Estratigrafía de la Unión Internacional de Ciencias Geológicas (IUGS, International Union of Geological Sciences) acordó la última subdivisión del Holoceno en tres edades (Cohen et al., 2018): Groenlandiense, desde 11.700 hasta 8.300 años antes del presente), Norgripiense, desde 8.300 hasta 4.200 años antes del presente y, Megalayense, para designar el periodo comprendido en los últimos 4.200 años, que comenzó con una sequía cuyos efectos perduraron unos 200 años. Esta decisión generó una enorme controversia en la comunidad científica, pues muchos entendían que un reducido número de científicos (geólogos) no había contado con las numerosas evidencias científicas procedentes de los muy diversos campos de la ciencia (incluida la propia geología) y que sugieren que estaríamos ante una nueva época dominada por los seres humanos (Gaffney, 2018) .

Los cambios ambientales globales producidos en los últimos siglos sugieren que la Tierra puede haber entrado en una nueva época, el Antropoceno (Lewis y Maslin, 2015). En efecto, el Antropoceno ha sido considerado una época funcional y estratigráficamente diferente del Hocoleno (Waters et al., 2016). El término Antropoceno, fue acuñado a comienzos del siglo XXI por el químico Paul J. Crutzen, quien indicaba que el Antropoceno podría haber comenzado a finales del siglo XVIII, cuando los análisis de aire atrapado en el hielo polar muestran el comienzo de crecientes concentraciones globales de dióxido de carbono y metano (Crutzen, 2002).

Aunque no existe un consenso absoluto acerca del momento exacto en que comienza el Antropoceno, las aproximaciones apuntan cada vez más a una serie de hitos históricos vinculados con las actividades humanas durante las últimas centurias (Lewis y Maslin, 2015), un proceso que se ha repuntado con *La Gran Aceleración* de mediados del siglo XX (Steffen et al., 2015). Los efectos inducidos por las actividades humanas han sido detectados en numerosos campos de investigación, los cuales han puesto de manifiesto un planeta fuertemente influenciado por las actividades humanas. Destacan, entre otras, la aparición y diseminación de nuevos materiales (Waters et al., 2016); la existencia de marcadores estratigráficos de naturaleza antropogénica (Wagreich y Draganits, 2018); la contaminación radiactiva por el uso de armas nucleares (Právělie, 2014); los efectos encadenados por los cambios en los usos del suelo, entre los cuales destacan la modificación de los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno y el fósforo (Foley et al., 2005); la liberación de ingentes

cantidades mercurio a la atmósfera debida las actividades industriales, elemento tóxico que es incorporado a la cadena trófica (Pirrone et al., 2010); la continua recomposición del mapa biogeográfico de la Tierra, como consecuencia de la dispersión de especies exóticas inducida por la actividad humana (Capinha et al., 2015; Miraldo et al., 2016; Murray et al., 2015; Waters et al., 2016); o las altas concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera, derivada sobre todo del consumo de combustibles fósiles, que están detrás del calentamiento global (Mauritsen y Pincus, 2017).

Puede que, en el contexto de la Geología, el término Antropoceno todavía suscite un debate con posiciones enfrentadas y que se sugiera un uso informal de esta denominación (Gibbard y Walker, 2014). Pero las implicaciones de formalizar el Antropoceno como una nueva época van mucho más allá de la comunidad de geólogos y de la necesidad de estos en basarse en marcadores estratigráficos (Edgeworth et al., 2019), aunque no exista un consenso generalizado sobre el inicio de esta época (Steffen et al., 2011); porque, independiente de que se produjera tal consenso, la huella humana en el entorno global se ha vuelto tan grande y activa que rivaliza con algunas de las grandes fuerzas de la naturaleza en su impacto en el funcionamiento de la Tierra como sistema (Steffen et al., 2005).

El conjunto de impactos causados por la huella humana en el sistema Tierra (hidrosfera, atmósfera, hidrosfera, criosfera, biosfera, antroposfera) y, en especial, la aceleración del proceso de antropización del planeta, también se ha englobado bajo la expresión «Cambio Global», que involucra problemáticas ambientales tan diversas como: explosión demográfica, hambrunas y migraciones, procesos erosivos y pérdida de suelos, fragmentación de ecosistemas y pérdida de biodiversidad, desaparición de hielos de glaciares, aumento del nivel del mar, agotamiento de recursos pesqueros, etc. (Gibson et al., 2000; Pollack, 2004; Steffen et al., 2005). Veinticinco años después del primer aviso firmado por 1700 científicos independientes, un grupo de 15.000 científicos de 184 países alertan sobre las graves consecuencias y rápida progresión del cambio global inducido por las actividades humanas (Ripple et al., 2017).

Uno de los impactos ambientales más importantes atribuido a la actividad humana es el denominado calentamiento global (Ruddiman, 2003). La naturaleza del problema es objeto de un encendido debate científico, en relación con las causas y sus efectos y, en especial, hasta qué punto las actividades humanas constituyen la causa principal del proceso o son simples actores en la construcción social de un discurso político-científico (Demeritt, 2001; González-Hidalgo, 2018). Sea como fuere, sí existe un consenso generalizado, basado en numerosos datos e investigaciones científicas, que sostiene la hipótesis de un calentamiento global propiciado por la actividades humanas (Oreskes, 2005; Cook et al., 2016).

Desde 1880 se ha constatado un incremento de la temperatura media del planeta de 0,85º C (IPCC, 2013), con una tendencia creciente en las últimas décadas que, más allá de los valores medios globales, encierra un incremento de temperaturas localmente más acentuado en muchos lugares, junto con un aumento de la sequía y cambios en dinámica de los eventos extremos (Fischer y Knutti, 2015). El último informe especial del IPCC cifra el calentamiento global en 1,5º C con respecto al periodo pre-industrial (Myles et al., 2018).

Finalmente, según las últimas simulaciones, los científicos advierten que se podría sobrepasar un umbral que conduciría a una temperatura promedio global mucho más alta que cualquier Interglacial en los últimos 1,2 millones de años y a niveles del mar significativamente más altos que en cualquier otro momento en el Holoceno, circunstancia que provocaría necesariamente serias interrupciones en los ecosistemas, la sociedad y las economías (Steffen et al., 2018).

Una nueva Biogeografía del Antropoceno podría ayudar a desarrollar criterios adicionales para evaluar la complejidad los impactos de las actividades humanas, y aproximaciones innovadoras para gestionar de manera proactiva la diversidad biológica en un contexto de naturaleza intervenida (Young, 2014).

1.1.4. La vulnerabilidad de la ecorregión mediterránea ante el Cambio Global

La influencia que el clima ejerce sobre el medio físico y éste, a su vez, sobre la ecofisiología de los seres vivos, determina la existencia de unos patrones en la distribución de la biodiversidad que, en su máximo nivel de organización, es lo que denominamos bioma (Prentice et al., 1992). La primera mención del término bioma data de 1917 y se usó como sinónimo de comunidad biótica (Clements, 1917), aunque no será hasta 1939 cuando se emplearía el mismo término para representar unidades macroescalares (Clements y Shelford, 1939). En efecto, los biomas representan el conjunto de ecosistemas característicos de una zona del planeta y están definidos por la importancia central que desempeña el clima sobre la organización y distribución de los seres vivos, fundamentalmente la vegetación y la fauna asociada (Brockmann-Jerosch y Rübél, 1912; Köppen, 1918; Mather y Yoshioka, 1968; Whittaker, 1971; Prentice, 1990; Mucina, 2018).

Una de las completas y exhaustivas clasificaciones acerca de la distribución de los biomas sobre la Tierra es la que emplea el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF, World Wildlife Fund), que desarrolla el concepto de ecorregión (Olson et al., 2001). Sin embargo, la primera mención al concepto ecorregión, la encontramos en la definición que realiza un geógrafo norteamericano, Robert Bailey, quien -en la primera clasificación de las ecorregiones de Estados Unidos- explicita que las ecorregiones integran tanto el conjunto de variaciones

regionales en aspectos relacionados con el clima, el relieve y la vegetación y el funcionamiento de los ecosistemas, como los problemas específicos en materia de gestión integrada del territorio que comporta esta unidad regional (Bailey, 1976).

Ecorregión es un concepto multiescalar. En el nivel más elemental, las ecorregiones pueden coincidir con los biomas, si nos atenemos incluso a la propia definición de Robert Bailey «An ecoregion is a large area of the Earth's surface over which the ecosystems have characteristics in common». De hecho, la clasificación del WWF representa al mismo tiempo una ecorregión mediterránea definida por las características bioclimáticas zonales del clima mediterráneo y, en su interior, desglosa la existencia de distintas ecorregiones mediterráneas matizadas por la interacción de otros factores del medio físico. Por tanto, se trata de un concepto que también admite a una taxonomía, y que su desarrollo y aplicación puede resultar tan fructífero como la derivada de paisaje (Gómez-Zotano et al., 2018), pues no existe una única escala natural, es el observador quien en última instancia impone un sesgo perceptual y un filtro a través del cual se percibe la naturaleza del problema (Levin, 1992).

En la cuenca mediterránea predomina un clima que, aunque diverso en matices, se distingue por un acusado déficit pluviométrico en los meses centrales del verano, coincidiendo con el momento en el que las temperaturas son más elevadas, una singularidad propia de los climas subtropicales en los que reinan los veranos secos por el desplazamiento hacia latitudes medias de la subsidencia subtropical durante el estío (Gil Olcina y Olcina Cantos, 2017).

Hoy, el entorno de la ecorregión mediterránea tiene un clima de transición entre la franja subtropical y el dominio templado. Pero no siempre fue así. El considerado verano típicamente mediterráneo o subtropical sólo ha estado presente en la cuenca del antiguo *Mare Nostrum* durante los últimos 5.000 años (Suc, 1984; Ferreras Fernández, 2005). Muchas de las especies que consideramos mediterráneas, tienen su origen en un ambiente mucho más húmedo que el actual y hoy permanecen como herencias de un pasado distinto; de ahí, por ejemplo, los problemas de regeneración que presentan numerosas especies arbóreas típicamente mediterráneas en el actual contexto de cambio global (Kouba et al., 2012).

Se ha puesto de manifiesto que el Mediterráneo podría ser una de las regiones bioclimáticas más vulnerables del planeta, debido a las consecuencias del calentamiento global y el cambio climático, con una mayor recurrencia de episodios de calor extremo durante los veranos, un descenso generalizado de las precipitaciones, con matices según las influencias orográficas, junto por un aumento de la variabilidad interanual de las mismas y, finalmente, una mayor recurrencia de las sequías severas (Giorgi y Lionello, 2008).

Se estima que estos cambios producirán un mayor estrés hídrico en los bosques y arbustos mediterráneos, repercutirán en el ciclo hidrológico y e influirán en una creciente problemática vinculada con los usos del suelo agrícolas y ganaderos, también en relación con los aprovechamientos de los recursos hídricos (García-Ruiz et al., 2011).

Asimismo, de acuerdo con los escenarios de cambio climático se estima que en el entorno de la cuenca mediterránea se den más áreas favorables para el establecimiento de especies exóticas potencialmente invasoras y/o patógenas procedentes de áreas tropicales (Klonner et al., 2017; Grosholz, 2018), especies cuya dispersión mundial es impulsada por los principales vectores de la globalización: los sistemas globales de producción y distribución , el comercio internacional y la difusión de modos de vida modernos (Rodríguez-Labajos et al., 2009; Seebens et al., 2015; Benedetti y Morelli, 2017; Bertelsmeier et al., 2017; Meurisse et al., 2018; Gallardo y Vila, 2019).

1.2. OBJETIVOS

El objetivo general de la presente tesis doctoral es el diseño y aplicación de una serie de metodologías de investigación espacialmente explícitas orientadas hacia el estudio biogeográfico multiescalar de los impactos locales del cambio global en la ecorregión mediterránea —como referencia de ecorregión vulnerable al cambio.

Los objetivos metodológicos específicos de la tesis, que se abordan a través del análisis de casos de estudio, son los siguientes:

- Objetivo 1. Evaluar la utilidad del análisis espacialmente explícito de cambios de usos y coberturas del suelo.
 - o Caso de estudio: Evolución de la superficie forestal en Andalucía.
- Objetivo 2. Desarrollar un flujo de trabajo integrado para calibrar modelos de nicho ecológico en el contexto de la Geografía física.
 - o Caso de estudio: Modelo de distribución potencial del alcornoque en Andalucía.
- Objetivo 3. Integrar escenarios de cambio climático y modelos de nicho ecológico para simular cambios ambientales.
 - o Caso de estudio: Impacto del calentamiento global en la distribución y supervivencia del pinsapo en la Serranía de Ronda.
- Objetivo 4. Implementar la monitorización de las respuestas ecofisiológicas de la vegetación mediante el uso de sensores remotos.
 - o Caso de estudio: Análisis de tendencia estacional e interanual de los pinsapares béticos.
- Objetivo 5. Estimar distribuciones potenciales de especies exóticas y la exposición regional con respecto a la entrada y propagación de las mismas mediante la aplicación integrada de modelos de distribución de especies y técnicas de evaluación multicriterio.
 - o Caso de estudio: Distribución potencial global de *Xylella fastidiosa* y exposición de la península Ibérica e islas Baleares a la entrada y propagación del patógeno.

1.3. RESUMEN

En el capítulo 2, abordamos el estudio de la evolución de la superficie forestal en Andalucía a partir del análisis de los mapas de usos y coberturas vegetales de 1956 (t1) y 2007 (t2), empleando las técnicas de superposición de un Sistema de Información Geográfica. El análisis de cambios en la ocupación del suelo se realizó aplicando la metodología implementada por el Land Change Modeler de Clark Labs. Analizamos dos facetas del cambio: a nivel general, describimos en qué clases se habían producido ganancias o pérdidas netas, así como cuáles eran las principales procesos de transferencia entre distintas clases; y a nivel espacial, revelamos una novedad con respecto a investigaciones previas, pues verificamos para cada localización si se había producido un cambio o no, y en caso afirmativo profundizamos acerca de la naturaleza del cambio, esto es, qué clase había reemplazado a la anterior, por lo que pudimos determinar en el espacio las principales transiciones entre clases o verificar la existencia de persistencia, avance o retroceso de una clase. Conjuntamente, aplicamos una medida de asociación estadística (VC, V de Cramer) para relacionar la ocupación del suelo con un conjunto de variables ambientales y así proponer un principio explicación general acerca de los patrones explicativos subyacentes en la distribución de las cubiertas forestales. Para profundizar en una explicación más detallada de los cambios, considerando la naturaleza histórica de los mismos, realizamos una revisión de la literatura científica sobre aspectos regionales. Los resultados obtenidos muestran que los usos forestales se han mantenido en las áreas montañosas, condicionados por factores como litología (VC = 0,52), gradientes de proximidad a zonas urbanizadas (VC = 0,36) y pendientes (VC = 0,31). Las superficies forestales más extensas y estables han sido las dominadas por quercíneas (92 % de persistencia), aunque con una reducción de la espesura de las masas. Las principales pérdidas fueron protagonizadas por las formaciones arbustivas y herbáceas, que cambiaron hacia formaciones con matorral y arbolado o bien formaciones con arbolado denso. En este sentido, los mayores incrementos se dieron en formaciones arboladas y dominadas por coníferas ($\Delta +78\% = \Delta +346.937$ hectáreas), eucaliptos ($\Delta +289\% = \Delta +92.775$ has) y bosques mixtos ($\Delta +16,9\% = \Delta +56.450$ has), en su mayor parte como resultado de las grandes campañas de reforestación llevadas a cabo durante la segunda mitad del siglo XX, aunque también como resultado de procesos de regeneración de las cubiertas vegetales, especialmente en bosques mixtos.

En el capítulo 3, se propone un flujo de trabajo general para el desarrollo de modelos de nichos ecológicos en el contexto de la Geografía física, con el objetivo de poner a punto una metodología científica para el reconocimiento de patrones en Biogeografía. En el caso de estudio, se construye un modelo de nicho ecológico para el alcornoque en Andalucía, mediante la aplicación de métodos estadísticos avanzados para analizar las relaciones existentes entre registros de presencias/ausencias/background y factores explicativos. En

primer lugar, realizamos un muestreo sistemático de los registros de presencia / ausencia del alcornoque, y llevamos a cabo una revisión supervisada de los registros en la superposición de cartografía y fotointerpretación, con apoyo de estudios geobotánicos, para depurar así la calidad de los datos introducidos en el modelo. En segundo lugar, preparamos las variables ambientales para adecuarlas al análisis estadístico y seleccionamos los predictores no correlacionados que maximizaron la capacidad explicativa y minimizaron la distribución del error en la calibración del modelo estadístico. En tercer lugar, desarrollamos un conjunto de modelos predictivos basados en métodos de regresión (GLM, GAM) con datos de presencia/ausencia y métodos de aprendizaje automático (Maxent, Random forest) con datos de presencia/background (datos de fondo). Para cada método, generamos diez réplicas y en cada una de las cuales se emplearon los datos aleatoriamente, mediante el procedimiento de remuestreo conocido como bootstrapping, dividiendo un 50 % de los registros para calibrar el modelo y otro 50 % para evaluarlo, evaluación que se llevó a cabo con técnicas de análisis discriminante (AUC, TSS). Finalmente, elaboramos una cartografía donde proyectamos espacialmente tanto los modelos de consenso, basados en los valores promedio de las distintas réplicas, como los modelos de incertidumbre, basados en el error estándar de las mencionadas réplicas. Como resultado se obtuvo un modelo estadístico óptimo, basado en seis variables no correlacionadas, que explicaron un 79 % de la varianza, y una distribución normal del error. De acuerdo dicho modelo, la distribución potencial del alcornoque está condicionada por su preferencia por suelos ligera o moderadamente ácidos ($\bar{x}=6,5$ pH; $\sigma=3,3$ pH) sobre sustratos silíceos (areniscas, pizarras), un ombrotipo subhúmedo-húmedo ($\bar{x}=881$ mm; $\sigma=181$ mm), una amplitud térmica reducida ($\bar{x}=15,4$ °C; $\sigma=1,9$ °C), dentro de un clima templado con unas medias de las mínimas ($\bar{x}=5,2$ °C; $\sigma=2,1$ °C) por encima del umbral de las heladas. Todos los modelos predictivos tuvieron una excelente capacidad discriminante (AUC > 0,95), con predicciones más ajustadas en los modelos basados en métodos de aprendizaje automático con datos de presencia/background.

En los capítulos 4 y 5 estudiamos los pinsapares béticos, uno de los ecosistemas más vulnerables en un contexto de cambio global. En el capítulo 4, desarrollamos un ensamblaje de modelos de nicho ecológico del pinsapo, calibrados para el escenario con clima actual, siguiendo la metodología descrita en el capítulo anterior. Adicionalmente, calculamos las curvas de respuesta y las interacciones de la especie con los principales factores mesológicos que ejercen un control sobre su ecofisiología y distribución, basándonos en los registros de presencia muestreados y las variables ambientales empleadas. Desarrollamos dos conjuntos de modelos (o ensamblajes) basado en los métodos de aprendizaje automático calibrados con datos de presencia/background. De este modo, generamos 100 réplicas por cada algoritmo de aprendizaje automático, Maxent y Random Forest, seleccionando los registros

aleatoriamente en cada iteración mediante remuestreo (bootstrapping). De acuerdo con el procedimiento descrito en el capítulo anterior, elaboramos una cartografía para proyectar espacialmente tanto los modelos de consenso como los modelos de incertidumbre. A partir de downscaling estadístico generamos los mapas de estimación de clima futuro, incorporando las anomalías del AR5–IPCC regionalizadas localmente por la AEMET en nuestros propios mapas de clima actual generados a una resolución de 100 m. Dada la enorme variabilidad en los resultados obtenidos por los numerosos modelos de circulación, desarrollamos un ensamblaje de modelos climáticos a partir de las medidas de tendencia central de todos los GCMs regionalizados, estableciendo tres periodos de referencia: 2050 (2025-2050), 2075 (2050-2075) y 2100 (2075-2100); y, considerando tres rutas alternativas de emisión: RCP4.5, RCP6.0 y RCP8.5. Por último, proyectamos los ensamblajes de modelos de nicho ecológico calibrados en el presente hacia el futuro. De acuerdo con nuestros modelos, unas temperaturas medias anuales relativamente frescas (12,8 °C), una baja incidencia solar (1606 horas de sol / año) con un predominio de exposición norte y una elevada precipitación (1122 mm / año), son los factores que determinan la idoneidad del pinsapo en amplias áreas de la Serranía de Ronda, más allá de las zonas actualmente ocupadas por la especie. Las curvas de respuesta evidenciaron la sensibilidad del pinsapo con respecto a las variables relacionadas con la temperatura y la radiación solar. Los modelos predictivos de consenso calibrados para el presente ofrecieron una capacidad discriminante excelente en todas sus métricas (AUC, TSS, COR, Sensibilidad, Especificidad). Nuestros modelos estimaron una drástica reducción de la distribución potencial de la especie en el área de estudio más allá del año 2050, incluso la desaparición del espacio ecológico del pinsapo, en el peor de los escenarios hacia el año 2100, de acuerdo con las rutas de emisión de CO₂ RCP8.5.

Dadas las expectativas poco favorables para la supervivencia de *Abies pinsapo* según la proyección del modelo nicho ecológico de la especie hacia los escenarios de cambio climático futuros, y ante el hecho de que la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía ha venido desarrollando un programa de recuperación de la especie, surgió la idea de estudiar la dinámica fenológica y ecofisiológica en los pinsapares béticos durante las dos primeras décadas del siglo XXI. En el capítulo 5, se presentan los resultados de esta investigación. En primer lugar, muestreamos con apoyo de la cartografía de referencia, la distribución y delimitación de las superficies cubiertas parcial o totalmente por *Abies pinsapo*, utilizando la ortofotografía más actualizada del PNOA para revisar (y corregir) la cartografía de referencia y caracterizar las superficies con presencia de pinsapo en función de su grado de cobertura, discriminando, además, la presencia de formaciones arboladas mixtas y la presencia de otras coberturas arbustivas, herbáceas o roquedo. En segundo lugar, procesamos un total de 180 imágenes MODIS para representar una serie con frecuencia mensual de 15 años de duración,

entre enero de 2002 hasta diciembre de 2016, donde cada imagen registró el NDVI mensual calculado con las bandas 1 (rojo) y 2 (infrarrojo cercano) del sensor MODIS a bordo de los satélites Terra y Aqua, de acuerdo con las especificaciones técnica del MODIS Science Team (NASA). Una vez que las imágenes de satélite fueron procesadas y depuradas, analizamos los píxeles correspondientes a la zona de muestreo. Calculamos medidas de tendencia central y de dispersión del NDVI para caracterizar el estado general de las masas en las principales zonas. Realizamos un análisis de tendencia interanual, desestacionalizando la serie y estimando los siguientes parámetros: producto-momento de Pearson (R) y prueba de Mann-Kendall o tendencia monótona. Por último, aplicamos la técnica de Análisis de Tendencia Estacional (STA, del inglés Seasonal Trend Analysis) basada en una regresión armónica de imágenes anuales seguida de un análisis de Kendall de la amplitud y las fases de cada año generadas por la regresión armónica. Los resultados obtenidos muestran que se ha producido un incremento generalizado del NDVI en las masas forestales con presencia de pinsapo. La tendencia fue significativa en casi todos los tipos de formaciones y grados de cobertura. Esto sugiere una regeneración de los pinsapares, en el marco de la estrategia de conservación activa puesta en práctica por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Sin embargo, observamos un adelanto general de la fase de reverdecimiento (*Green up phase*) y un retraso de la fase de senescencia (*Green down phase*), aunque éste último va acompañado de un adelanto del inicio de la senescencia (*Green down onset*). Estos cambios fenológicos y ecofisiológicos han sido detectados previamente en ecosistemas similares y se han vinculado con el calentamiento global.

En el capítulo 6, abordamos el estudio geográfico de las invasiones biológicas. Las evidencias ponen de manifiesto que las invasiones biológicas constituyen un conjunto de fenómenos multifactoriales que trascienden las fronteras de la biología y la ecología y se imbrican en el complejo panorama de la globalización, difuso ecotono en el que la geografía se halla en el meollo de la problemática. *Xylella fastidiosa*, uno de los fitopatógenos más peligrosos del mundo, fue la especie seleccionada para el caso de estudio, debido a la creciente preocupación que ha despertado este patógeno en la Unión Europea su reciente aparición y propagación en países como Italia, Francia o España. Considerando la naturaleza biológica y (eco)geográfica de las invasiones biológicas, desarrollamos un flujo de trabajo híbrido en el que combinamos modelos de nicho ecológico, para estimar la distribución potencial global de *Xylella fastidiosa*, y técnicas de evaluación multicriterio, para estimar conjuntamente los factores geográficos o *drivers* que pueden condicionar regionalmente la entrada y dispersión del patógeno en los principales agrosistemas y ecosistemas de la península Ibérica e Islas Baleares. La primera fase de la investigación consistió en el desarrollo del modelo de distribución potencial global de *Xylella fastidiosa* basado en la relación entre

los registros de presencia y las variables bioclimáticas. Este modelo fue calibrado de acuerdo con el procedimiento descrito en el capítulo 2, pero con la incorporación de dos innovaciones: (i) seleccionamos los predictores a partir de un análisis de componentes principales para maximizar la independencia estadística de los predictores y (ii) evaluamos los modelos utilizando, junto con la curva ROC, mucho menos informativa en este caso, el gráfico de calibración, por medio del cual estimamos la probabilidad de ocurrencia estimada por los modelos y la proporción de ocurrencias observadas. Utilizamos éstas últimas, dado que no hemos empleado las ausencias ni para calibrar ni para evaluar los modelos, debido a la problemática, de difícil solución, que plantea el uso de registros de ausencia en el caso de las especies invasoras. En una segunda fase de la investigación, a escala regional (península Ibérica e islas Baleares), definimos los *drivers* o factores geográficos que se ha venido considerando que pueden favorecer la entrada y / o propagación de las invasiones biológicas, empleando técnicas de evaluación multicriterio y funciones de pertenencia difusa. Para contrastar los criterios empleados, realizamos una revisión previa de la literatura científica publicada sobre la materia. Entre los *drivers*, consideramos gradientes de proximidad con respecto a los principales nodos y redes de transporte, espacios agrícolas donde se importa material biológico y zonas pobladas donde el flujo de personas es máximo. Por último, se integró el conjunto de los resultados a través de funciones de superposición borrosa. A nivel global, nuestros modelos estimaron una distribución potencial de *X. fastidiosa* con un amplio radio potencial de expansión en climas templados (Grupo C, según la clasificación climática de Köppen). A nivel regional, nuestros resultados revelaron que la península Ibérica se halla muy expuesta a la entrada y propagación de este organismo invasor, cuya presencia es ya generalizada en las islas Baleares. Hasta donde conocemos, esta es la primera vez en la literatura científica internacional que se usa esta metodología combinada para estimar la exposición de una región a la entrada y propagación de un patógeno vegetal.

1.4. REFERENCIAS

- Bailey, R. 1976. *Description of the ecoregions of the United States*. U. S. Department of Agriculture. Miscellaneous Publication nº 1391.
- Bejarano-Palma, R., Rubio Recio, J.M. 1999. Biogeografía: una revisión sobre su papel, su trayectoria y sus contenidos. *Estudios Geográficos* 60: 545-578.
- Benedetti, Y., Morelli, F. 2017. Spatial mismatch analysis among hotspots of alien plant species, road and railway networks in Germany and Austria. *PLoS ONE* 12: e0183691.
- Bertelsmeier, C., Ollier, S., Liebhold, A., Keller, L. 2017. Recent human history governs global ant invasion dynamics. *Nature Ecology and Evolution* 1: 0184.
- Brockmann-Jerosch, H., Rübel, E. 1912. *Die einteilung der pflanzengesellschaften nach ökologisch-physiognomischen Gesichtspunkten*. W. Engelmann, Leipzig.
- Cámara-Artigas, R. 2018. Reflexión desde la Geografía en torno a la evolución de la Biogeografía en los últimos 25 años. En *Bosque mediterráneo y humedales: paisaje, evolución y conservación: aportaciones desde la biogeografía*, pp. 69-82. Almud, Ediciones de Castilla-La Mancha, Ciudad Real.
- Cámara Artigas, R., Díaz del Olmo, F. 2013. Muestreo en transecto de formaciones vegetales de fanerófitos y caméfitos (I): fundamentos metodológicos. *Estudios Geográficos* 74: 67-88.
- Capinha, C., Essl, F., Seebens, H., Moser, D., Pereira, H.M. 2015. The dispersal of alien species redefines biogeography in the Anthropocene. *Science* 348: 1248-1251.
- Chuvieco Salinero, E., Pons Fernández, X., Conesa García, C., Santos Preciado, J.M., Bosque Sendra, J., Gutiérrez Puebla, J., de la Riva Fernández, J.R. et al. 2005. ¿Son las Tecnologías de la Información Geográfica (TIG) parte del núcleo de la Geografía? *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 40: 35-55.
- Clarivate Analytics. 2018. *Research Fronts 2018*.
- Clements, F. 1917. The development and structure of biotic communities. *Journal of Ecology* 5: 120-121.
- Clements, F., Shelford, V. 1939. *Bio-ecology*. Wiley & Sons, New York.
- Cohen, K.M., Finney, S.C., Gibbard, P.L., Fan, J.X. 2018. The ICS International Chronostratigraphic Chart. *Episodes* 36: 199-204.
- Cook, J., Oreskes, N., Doran, P.T., Anderegg, W.R.L., Verheggen, B., Maibach, E.W., Carlton, J.S. et al. 2016. Consensus on consensus : a synthesis of consensus estimates on human - caused global warming. *Environmental Research Letters* 11: 1-24.
- Cox, C.B., Moore, P.D., Ladle, R. 2016. *Biogeography: An Ecological and Evolutionary*

- Approach, 9th Edition*. Wiley, Nueva Jersey.
- Crutzen, P.J. 2002. Geology of mankind. *Nature* 415: 23.
- Darwin, C. 1859. *On the Origin of Species by Means of Natural Selection, or the Preservation of Favoured Races in the Struggle for Life*. Murray, J. (ed.),. John Murray, London.
- Demeritt, D. 2001. The construction of global warming and the politics of science. *Annals of the American Association of Geographers* 91: 307-337.
- Edgeworth, M., Ellis, E.C., Gibbard, P., Neal, C., Ellis, M. 2019. The chronostratigraphic method is unsuitable for determining the start of the Anthropocene. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* (en prensa: .
- Ferreras Chasco, C., Fidalgo Hijano, C. 1991. *Biogeografía y edafogeografía*. Síntesis, Madrid.
- Ferreras Fernández, C. 2005. *Historia del clima mediterráneo*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Región de Murcia, Murcia.
- Fischer, E.M., Knutti, R. 2015. Anthropogenic contribution to global occurrence of heavy-precipitation and high-temperature extremes. *Nature Climate Change* 5: 560-564.
- Fisher, H.J. 2002. Macroecology: new, or biogeography revisited? *Nature* 417: 787.
- Foley, J.A., Defries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S. et al. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570-4.
- Fuentes Delgado, J.E. 2016. *Biogeografía y patrones actuales de composición y distribución del patrón Leopardo (Leopard Bush) al norte de Sur América*. Universidad de Barcelona.
- Gaffney, O. 2018. Anthropocene now. *New Scientist* 234: 24-25.
- Gallardo, B., Vila, L. 2019. La influencia humana, clave para entender la Biogeografía de especies invasoras en el Antropoceno. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 45: (en prensa).
- García-Ruiz, J.M., López-Moreno, J.I., Vicente-Serrano, S.M., Lasanta-Martínez, T., Beguería, S. 2011. Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth-Science Reviews* 105: 121-139.
- García Fernández, J. 2001. Geografía física o ciencias naturales. *Investigaciones Geográficas* 25: 33-49.
- Gibbard, P.L., Walker, M.J.C. 2014. The term 'Anthropocene' in the context of formal geological classification. *Geological Society, London, Special Publications* 395: 29-37.
- Gibson, C.C., Ostrom, E., Ahn, T.K. 2000. The concept of scale and the human dimensions of global change: a survey. *Ecological Economics* 32: 217-239.

- Gil Olcina, A., Olcina Cantos, J. 2017. *Tratado de Climatología*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alicante, Alicante.
- Giorgi, F., Lionello, P. 2008. Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Change* 63: 90-104.
- Gómez-Zotano, J., Olmedo-Cobo, J.A., Cunill-Artigas, R., Martínez-Ibarra, E. 2017. Descubrimiento y caracterización geográfica de una depresión ultramáfica en Sierra Bermeja: nuevos datos geomorfoedáficos, fitogeográficos y paleoecológicos. *Pirineos* 172: 026.
- Gómez-Zotano, J., Riesco-Chueca, P., Frolova, M., Rodríguez-Rodríguez, J. 2018. The landscape taxonomic pyramid (LTP): a multi-scale classification adapted to spatial planning. *Landscape Research* 43: 984-999.
- González-Bernáldez, F. 1981. *Ecología y paisaje*. Blume, Barcelona.
- González-Hidalgo, J.C. 2018. El consenso sobre el origen humano del cambio del clima no ha sido demostrado aún. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 44: 349-375.
- Grosholz, E.D. 2018. New sources for the emergence of new invaders. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115: 2270-2271.
- Gutiérrez-Hernández, O. 2018. Reseña de Biogeography (5th Edition). Biological diversity across space and time Edition). *Cuadernos Geográficos* 57: 357-360.
- Humboldt, A. Von. 1805. *Essai sur le Géographie des Plantes*. Schoell, Lebrault & CO, París.
- IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge Univ. Press, New York.
- Jerez García, O., Gosálvez Rey, R.U., Díaz Sanz, C., García Rayego, J.L., Serrano de la Cruz Santos-Olmo, M.A. 2018. *Bosque mediterráneo y humedales: paisaje, evolución y conservación: aportaciones desde la biogeografía*. Almud, Ediciones de Castilla-La Mancha, Ciudad Real.
- Kent, M. 2007. Biogeography and macroecology: now a significant component of physical geography. *Progress in Physical Geography* 31: 643-657.
- Kent, M. 2005. Biogeography and macroecology. *Progress in Physical Geography* 29: 256-264.
- Klonner, G., Dullinger, I., Wessely, J., Bossdorf, O., Carboni, M., Dawson, W., Essl, F. et al. 2017. Will climate change increase hybridization risk between potential plant invaders and their congeners in Europe? *Diversity and Distributions* 23: 934-943.
- Köppen, W. 1918. Klassifikation der Klimate nach Temperatur, Niederschlag und Jahresablauf (Classification of climates according to temperature, precipitation and seasonal cycle). *Petermanns geographische Mitteilungen*.

- Kouba, Y., Camarero, J.J., Alados, C.L. 2012. Roles of land-use and climate change on the establishment and regeneration dynamics of Mediterranean semi-deciduous oak forests. *Forest Ecology and Management* 274: 143-150.
- Lacoste, A., Salomon, R. 1973. *Biogeografía*. Oikos-Tau, Barcelona.
- Lasanta-Martínez, T., Martín-Vide, J. 2013. *La investigación geográfica en España (1990-2012)*. Asociación de Geógrafos Españoles, Madrid.
- Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73: 1943-1967.
- Lewis, S.L., Maslin, M.A. 2015. Defining the Anthropocene. *Nature* 519: 171-180.
- Linnaeus, C. 1758. *Systema Naturae per regna tria naturae, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis*. Laurentius Salvius, Estocolmo.
- Lomolino, M. V., Riddle, B.A., Whittaker, R.J. 2016. *Biogeography*. Sinauer Associates. Oxford University Press.
- López Ontiveros, A. 1996. Evolución reciente de la investigación geográfica española. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 21-22: 119-132.
- Lozano Valencia, P., Cadiñanos Aguirre, J.A., Latasa Zaballos, I., Guillermo Quintanilla Pérez, V., Meaza Rodríguez, G. 2015. Caracterización, valoración y evaluación de los paisajes vegetales de Chile Mediterráneo. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 67: 83-103.
- Margalef, R. 1974. *Ecología*. Omega, Barcelona.
- Martínez del Castillo, E., Tejedor, E., Serrano-Notivoli, R., Novak, K., Saz, M., Longares, L., de Luis, M. et al. 2018. Contrasting Patterns of Tree Growth of Mediterranean Pine Species in the Iberian Peninsula. *Forests* 9: 416.
- Mather, J., Yoshioka, G. 1968. The role of climate in the distribution of vegetation. *Annals of the Association of American Geographers* 58: 29-41.
- Mauritsen, T., Pincus, R. 2017. Committed warming inferred from observations. *Nature Climate Change* 7: 652-655.
- Meaza, G. 2018. «Metodología y práctica de la Biogeografía». Una relectura 20 años después. En *Bosque mediterráneo y humedales: paisaje, evolución y conservación : aportaciones desde la biogeografía*, pp. 83-98. Almud, Ediciones de Castilla-La Mancha, Ciudad Real.
- Meaza, G., Arozarena Concepción, M.E., Beltrán Yanes, E., Cadiñanos Aguirre, J.A., Ferreras Chasco, C., Lozano Valencia, P., Molina Holgado, P. et al. 2000. *Metodología y práctica de la biogeografía*. Serbal (ed.), Serbal, Barcelona.
- Meurisse, N., Rassati, D., Hurley, B.P., Brockerhoff, E.G., Haack, R.A. 2018. Common pathways by which non-native forest insects move internationally and domestically. *Journal of Pest*

Science 1-15.

- Miraldo, A., Li, S., Borregaard, M.K., Flórez-rodríguez, A., Gopalakrishnan, S., Rizvanovic, M., Wang, Z. et al. 2016. An Anthropocene map of genetic diversity. *Science* 353: 1532-1535.
- Mucina, L. 2018. Biome: evolution of a crucial ecological and biogeographical concept. *New Phytologist*.
- Murray, K.A., Preston, N., Allen, T., Zambrana-Torrel, C., Hosseini, P.R., Daszak, P. 2015. Global biogeography of human infectious diseases. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112: 12746-12751.
- Myles, A., Mustafa, B., Yang, C., de Coninck, H. 2018. Global Warming of 1.5°C. Summary for Policymakers. *IPPC*.
- Nogués Bravo, D. 2003. El estudio de la distribución espacial en la biodiversidad: concepto y métodos. *Cuadernos de investigación geográfica* 29: 67-82.
- Olmedo-Cobo, J.A. 2011. *Análisis biogeográfico y cartografía de la vegetación de la sierra de Baza (provincia de Granada). El estado actual de las fitocenosis de una montaña mediterránea intensamente humanizada*. Universidad de Granada.
- Olmedo-Cobo, J.A., Cunill-Artigas, R., Gómez-Zotano, J. 2018. The native status of *Pinus pinaster* on serpentine soils: charcoal analysis and palaeoenvironmental history in Sierra Bermeja (southern Iberian Peninsula, Spain). *Vegetation History and Archaeobotany* (En prensa: 1-16).
- Olmedo-Cobo, J.A., Cunill-Artigas, R., Martínez-Ibarra, E., Gómez-Zotano, J. 2017. Paleoecología de *Abies* sp. en Sierra Bermeja (sur de la Península Ibérica) durante el Holoceno medio a partir del análisis pedoantracológico. *Bosque (Valdivia)* 38: 259-270.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'Amico, J.A. et al. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience* 51: 933-938.
- Oreskes, N. 2005. The Scientific Consensus on Climate Change. *Science* 306: 1686.
- Paladini San Martín, B. 2016. *Deforestación de la mata atlántica en el litoral de Paraíba (Brasil). Cambios ambientales y riesgos geomorfológicos asociados: voçorocas*. Universidad de Sevilla.
- Peña-Gallardo, M., Vicente-Serrano, S., Camarero, J., Gazol, A., Sánchez-Salguero, R., Domínguez-Castro, F., El Kenawy, A. et al. 2018. Drought Sensitiveness on Forest Growth in Peninsular Spain and the Balearic Islands. *Forests* 9: 524.
- Pirrone, N., Cinnirella, S., Feng, X., Finkelman, R.B., Friedli, H.R., Leaner, J., Mason, R. et al. 2010. Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural

- sources. *Atmospheric Chemistry and Physics* 10: 5951-5964.
- Pollack, H.N. 2004. Global Change and the Earth System. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 85: 333.
- Právělie, R. 2014. Nuclear Weapons Tests and Environmental Consequences: A Global Perspective. *AMBIO* 43: 729-744.
- Prentice, I.C., Cramer, W., Harrison, S.P., Leemans, R., Monserud, R.A., Solomon, A.M. 1992. Special Paper: A Global Biome Model Based on Plant Physiology and Dominance, Soil Properties and Climate. *Journal of Biogeography* 19: 117.
- Prentice, K.C. 1990. Bioclimatic distribution of vegetation for general circulation model studies. *Journal of Geophysical Research* 95: 811-830.
- Prieto Jiménez, I. 2015. *Evolución del paisaje en el valle del río Záncara: Desde la pequeña Edad del Hielo hasta la actualidad*. Universidad Autónoma de Madrid.
- Ricklefs, R.E., Jenkins, D.G. 2011. Biogeography and ecology: Towards the integration of two disciplines. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 366: 2438-2448.
- Ripple, W.J., Wolf, C., Galetti, M., Newsome, T.M., Alamgir, M., Crist, E., Mahmoud, M.I., Laurance, W.F. 2017. World Scientists' Warning to Humanity: A Second Notice. *BioScience* 67: 1026–1028.
- Rodrigo-Comino, J., Senciales, J.M., Cerdà, A., Brevik, E.C. 2018. The multidisciplinary origin of soil geography: A review. *Earth-Science Reviews* 177: 114-123.
- Rodríguez-Labajos, B., Binimelis, R., Monterroso, I. 2009. Multi-level driving forces of biological invasions. *Ecological Economics* 69: 63-75.
- Rodríguez Martínez, J. 2016. *Ecología (4ª edición)*. Pirámide, Madrid.
- Rubio Recio, J.M. 1989. *Biogeografía. Paisajes vegetales y vida animal*. Síntesis, Madrid.
- Rubio Recio, J.M. 1992. Biogeografía. En *Geografía física*, pp. 425-578. Cátedra, Madrid.
- Ruddiman, W.F. 2003. The anthropogenic greenhouse era began thousands of years ago. *Climatic Change* 61: 261-293.
- Sala, M., Batalla, R. j. 1999. *Teoría y métodos en geografía física*. Síntesis, Madrid.
- Seebens, H., Essl, F., Dawson, W., Fuentes, N., Moser, D., Pergl, J., Pyšek, P. et al. 2015. Global trade will accelerate plant invasions in emerging economies under climate change. *Global Change Biology* 21: 4128-4140.
- Serrano Montes, J.L. 2017. *La inclusión de la fauna en los estudios de paisaje: Enfoques conceptuales, propuesta metodológica y aplicación práctica a tres escalas espaciales*.

Universidad de Granada.

- Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O., Ludwig, C. 2015. The trajectory of the anthropocene: The great acceleration. *Anthropocene Review* 2: 81-98.
- Steffen, W., Grinevald, J., Crutzen, P., McNeill, J. 2011. The anthropocene: Conceptual and historical perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 369: 842-867.
- Steffen, W., Rockström, J., Richardson, K., Lenton, T.M., Folke, C., Liverman, D., Summerhayes, C.P. et al. 2018. Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115: 8252-8259.
- Steffen, W., Sanderson, R.A., Tyson, P.D., Jäger, J., Matson, P.A., Moore III, B., Oldfield, F. et al. 2005. *Global change and the earth system : a planet under pressure*. Springer.
- Suc, J.-P. 1984. Origin and evolution of the Mediterranean vegetation and climate in Europe. *Nature* 307: 429-432.
- Tejedor, E., Saz, M.A., Esper, J., Cuadrat, J.M., de Luis, M. 2017. Summer drought reconstruction in northeastern Spain inferred from a tree ring latewood network since 1734. *Geophysical Research Letters* 44: 8492-8500.
- Wagreich, M., Draganits, E. 2018. Early mining and smelting lead anomalies in geological archives as potential stratigraphic markers for the base of an early Anthropocene. *The Anthropocene Review* 5: 177-201.
- Wallace R., A. 1876. *The Geographical Distribution Of Animals*. Vol.1. *Harper & Brothers* 1: 574.
- Waters, C.N., Zalasiewicz, J., Summerhayes, C., Barnosky, A.D., Poirier, C., Ga uszka, A., Cearreta, A. et al. 2016. The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. *Science* 351: 137-148.
- Whittaker, R.H. 1971. *Communities and Ecosystems*. MacMillan.
- Young, K.R. 2014. Biogeography of the Anthropocene: Novel species assemblages. *Progress in Physical Geography* 38: 664-673.
- Zheng, Y., Lu, X., Zhang, M., Chen, S. 2019. Biogeography-Based Optimization in Machine Learning. En *Biogeography-Based Optimization: Algorithms and Applications*, pp. 199-217. Springer Singapore, Singapore.

Evolución de la Superficie Forestal en Andalucía (1956-2007). Procesos y Factores

Referencia

Este capítulo se corresponde con el artículo Gutiérrez-Hernández, O., Senciales-González, J.M. y García, L. V, 2016. Evolución de la Superficie Forestal en Andalucía (1956-2007). Procesos y Factores. *Revista de Estudios Andaluces* 33 (1): 111-148. DOI: <http://dx.doi.org/10.12795/rea.2016.i33>

Indicios de calidad

La Revista de Estudios Andaluces es una publicación indexada en la Web of Science (WOS): ESCI (Emerging Sources Citation Index).

Asimismo, la Revista de Estudios Andaluces está incluida en las siguientes bases de datos: DULCINEA, ISOC (CINDOC, Consejo Superior de Investigaciones Científicas), LATINDEX (cumple los 36 criterios de calidad de revistas electrónicas), DIALNET, ULRICH, ERIH PLUS, MIAR SHERPA/ROMEO, RESH, DICE, IN-RECS, catálogo idUS, CATBUA, REBIUN, WORLDCAT, REDIB y DOAJ (Directory of Open Access Journals), y en la Base EBSCO que a su vez la incorpora en dos bases de datos más: Fuente Académica Premier y una versión internacional de AcademicSearch.

2.1. INTRODUCCIÓN

2.1.1. El estudio de los usos del suelo y las coberturas vegetales

Usos y coberturas (o cubiertas) definen la ocupación del suelo. Son conceptos imbricados y directamente relacionados con la caracterización de la superficie de la Tierra (Di Gregorio y Jansen, 2000). Como cobertura, se define a una porción de superficie terrestre caracterizada por sus propiedades físicas o biofísicas: puede ser un sustrato rocoso, un bosque, una superficie de agua, etc. Las actividades humanas introducen una dimensión funcional a las cubiertas terrestres e incorporan la noción de uso. Usos y coberturas admiten diferentes niveles de desagregación temática y espacial, son conceptos operativos y escalables vinculados también con la gestión del territorio.

La ocupación del suelo está condicionada por la interacción entre los rasgos biofísicos del territorio y la actividad humana a lo largo del tiempo (Veldkamp y Lambin, 2001). En muchas regiones del mundo, la actividad humana ha sido el factor más determinante a la hora de explicar los cambios en la ocupación del suelo (Ellis et al., 2010), si bien es fundamental comprender que dichos cambios han sido un producto de reciprocidades existente entre factores ambientales, históricos y socioeconómicos, articulados por los vínculos entrelazados entre las especificidades locales y los contextos globales (Lambin et al., 2001).

En Andalucía, las superficies forestales persisten como un mosaico de formaciones más o menos adaptadas al medio biofísico en el que medran como consecuencia de un largo proceso histórico en el que el manejo del hombre ha tenido un papel fundamental tanto en la distribución de zonas forestadas, deforestadas o reforestadas, como en la selección de las especies dominantes, tal es el caso de determinadas especies de los géneros *Quercus* o *Pinus*. La agricultura y la ganadería han sido dos de los agentes que han tenido una mayor importancia en la transformación de la superficie forestal de la región (Cruz Villalón, 1983), donde, como en el conjunto del país, el término “monte” se usa para referirse a los espacios forestales como espacios marginales en contraposición con los terrenos productivos o agrícolas. El monte ha quedado como “el resto” en los lugares más inaccesibles (Valdés y Gil Sánchez, 1998).

La fotointerpretación de imágenes aéreas ha sido el procedimiento más utilizado para discriminar las cubiertas terrestres (Fernández García, 2003). Desde los años setenta del siglo XX, cada vez más se trabajan con sistemas de teledetección automatizados y semi-automatizados para el reconocimiento de texturas y patrones espaciales. Se utiliza uno u otro procedimiento en mayor o menor medida según los

objetivos perseguidos, las escalas de trabajo y los recursos disponibles (Chuvienco, 2008). Finalmente, estos productos de la teledetección se codifican como coberturas cartográficas digitales integradas en un Sistema de Información Geográfica.

2.1.2. Los programas de seguimiento de la ocupación del suelo

Temas tan candentes como el cambio climático, la pérdida de biodiversidad o la degradación del suelo son consecuencia de procesos globales que tienen su origen en la suma de transformaciones locales en los usos y coberturas del suelo (Vitousek et al., 1997). Organizaciones internacionales como la FAO han venido desarrollando proyectos orientados hacia el estudio de los cambios en la ocupación del suelo para el seguimiento de múltiples fenómenos ambientales interrelacionados con las actividades humanas (FAO, 1984).

La monitorización de la ocupación del suelo ha sido una importante herramienta para la política ambiental de la Unión Europea. En 1988, se inicia el programa CORINE (Coordination of Information on the Environment), un proyecto que nacía con el fin de recopilar información medioambiental de interés para el conjunto de los países miembros de la Unión. La UE necesitaba instrumentos eficaces para abordar la gestión de un territorio tan complejo, a la par que sólidos argumentos para la toma de decisiones en sus políticas comunitarias, buena parte de las cuales tienen con un marcado componente territorial. Por ello, en el seno del citado programa, se gesta el proyecto CORINE LAND COVER (CLC), cuyo objetivo inicial fue la creación de una base de datos espacial sobre coberturas terrestres a escala 1:100.000, definida por una clasificación jerárquica de 3 niveles y 44 clases. Conforme avanzó el programa, los estados comenzaron a implicarse en su desarrollo fomentando múltiples proyectos de vigilancia y seguimiento de la ocupación del suelo.

En España, existen diferentes antecedentes de proyectos relacionados con los usos del suelo. Los mapas topográficos suponen un claro antecedente (Muro Morales et al., 2002). El antiguo proyecto de Mapa Forestal de España comienza en el siglo XIX y no se concluye hasta la década de los sesenta del siglo XX (González y Álvarez, 2004). El Mapa de Cultivos y Aprovechamientos se desarrolla en la década de los setenta y todavía constituye una base cartográfica de referencia nacional. Por último, el Catastro parcelario que, aunque con fines fiscales, ha ido representando y actualizando una radiografía de las características de la propiedad y la ocupación del suelo en nuestro país desde la Ley de Catastro Parcelario de 1906 (Moreno Bueno, 2008).

Ya en el año 2005, en consonancia con la estrategia europea, nace el SIOSE - Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (Valcárcel Sanz, 2012), un proyecto enmarcado dentro del Plan Nacional de Observación del Territorio en España, dirigido por el Instituto Geográfico Nacional / Centro Nacional de Información Geográfica, y con vocación de coordinar esfuerzos entre las distintas administraciones autonómicas para generar una infraestructura de datos espaciales sobre usos y coberturas del suelo a nivel nacional, superando las limitaciones de escala del programa europeo.

Andalucía ha sido una comunidad pionera en el desarrollo de instrumentos de gestión de información medioambiental (Moreira Madueño, 2006). En la década de los ochenta, comenzaba la andadura el Sistema de Información Medioambiental (Sinamba) -germen de la actual Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM)- produciendo el primer Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Andalucía a escala 1:50.000 en 1991. Le sucederían las actualizaciones de 1995, 1999, 2003 y 2007, que aumentaron la escala a 1:25.000 en las tres últimas versiones. Esta misma escala también fue empleada en la creación de los mapas equivalentes basados en la fotointerpretación de las imágenes aéreas de para los años 1956, 1977 y 1984, por lo que se constituyó una base de datos espacial de usos y coberturas de enorme importancia para el seguimiento de la ocupación del suelo en Andalucía durante los últimos cincuenta años. Desde 2005, la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía integra la producción cartográfica sobre ocupación del suelo en el marco del proyecto SIOSE. La última versión del MUCVA25 tiene 2007 como fecha de captura. Actualmente. Los mapas de usos y coberturas vegetales del SIOSE para Andalucía se producen a escala 1:10.000 (Rediam, 2011).

2.1.3. Objetivos del trabajo

El objetivo general del presente trabajo ha sido el estudio de la distribución y evolución de la superficie forestal en la Comunidad Autónoma de Andalucía a través del análisis cuantitativo y cualitativo de los cambios en la ocupación del suelo producidos entre dos fechas, 1956 y 2007, que corresponden con el primer y último de los Mapas de Usos y Coberturas Vegetales de Andalucía.

Desde el punto de vista operativo, registramos como forestales las coberturas definidas explícitamente en el MUCVA25 con la denominación “superficies forestales y naturales” (Nivel 1), detalladas posteriormente en el apartado de metodología.

Respecto a algunos informes publicados sobre la materia (Bermejo Pérez et al., 2011), hemos realizado las siguientes aportaciones novedosas:

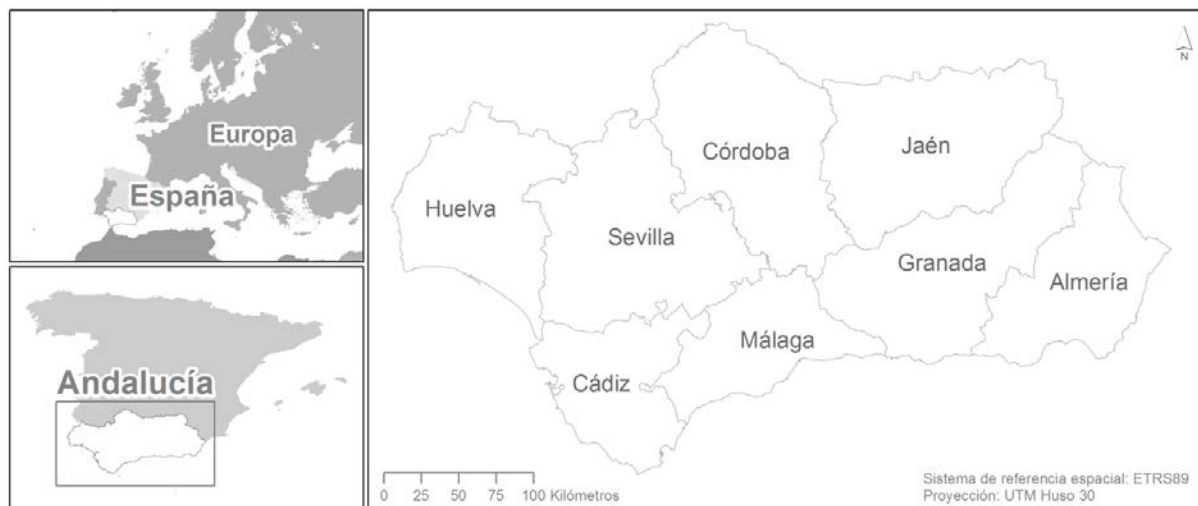
1. Una revisión de la literatura científica para documentar los cambios producidos y alimentar la discusión científica sobre la materia.
2. Una primera aproximación sobre el papel de los principales drivers explicativos de la distribución de los usos y cubiertas forestales.
3. Análisis de cambios e intercambios, transiciones y persistencias de las distintas cubiertas forestales en el espacio y en el tiempo. En este punto, se incluye la producción de gráficos de intercambio y cartografía con la distribución de los procesos mencionados.

2.2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.2.1. Área de estudio

El área de estudio (Mapa 1) comprende el conjunto de la comunidad autónoma de Andalucía (España), la región más meridional de Europa y una de las áreas más occidentales de Eurasia (López Ontiveros, 2003). Se trata de un territorio muy diverso situado en el sector meridional de las latitudes medias que abarca una superficie de 87.609 km², un espacio matizado por múltiples contrastes físicos y antrópicos en el contexto geográfico-histórico de las áreas emergidas de la cuenca mediterránea; y, una región en la que, además, algunos autores perciben cierta unicidad punto de vista geográfico, histórico y cultural (Cano García, 1983), aunque en realidad su unidad política es muy reciente. Unidad y diversidad manifiesta en las distintas provincias y en sus comarcas, en los muy diversos paisajes naturales y culturales, entre la franja litoral y el dominio interior, entre los espacios montañosos o las depresiones.

Mapa 1. Área de estudio.



Fuente: Elaboración propia. A partir de DERA, Datos Espaciales de Referencia de Andalucía.

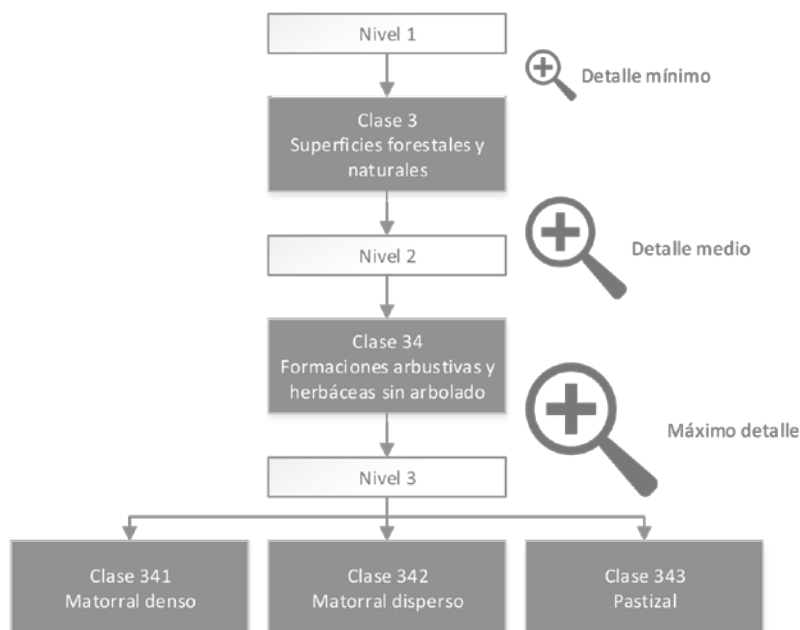
2.2.2. Fuentes de datos espaciales, procesado cartográfico y depuración de errores

Como adelantamos en los objetivos, la base cartográfica de nuestro trabajo es el Mapa de Usos y Coberturas de Andalucía a escala 1:25.000 referido a los años 1956 y 2007. MUCVA25 es la cartografía de referencia (hasta su integración con el SIOSE) en Andalucía para escalas intermedias, y se ha elaborado siguiendo procedimientos manuales de fotointerpretación con apoyo de ortofotografías e imágenes de satélite, por lo que su producción es laboriosa (Rediam, 2007). El mapa de 1956 está basado en la ortofoto (blanco y negro) del citado año con 1 metro de resolución; y, el mapa de 2007, es resultado de la fotointerpretación de la ortofoto (color/infrarrojo) del mismo año con 0,5 m de resolución, y apoyo de imágenes Landsat TM de una resolución de 30 m e imágenes SPOT con 10 m de resolución. Los mapas de 1956 y 2007 comparten la misma leyenda y se hallan integrados geométrica y topológicamente.

La leyenda del mapa está basada en un sistema jerárquico que despliega tres niveles a cada cual más detallado. En la Figura 1 ilustramos la estructura de la leyenda con un ejemplo: las clases “matorral denso”, “matorral disperso” y “pastizales” del Nivel 3 (máximo detalle), forman parte de la clase “formaciones arbustivas y herbáceas” del Nivel 2 (detalle medio), que a su vez está incluida en la clase “superficies forestales y naturales” del Nivel 1 (detalle mínimo). Así, en el Nivel 1 se incluyen todas las cubiertas forestales. En el Nivel 2 aparece una primera división, distinguiendo estratos vegetales. En el Nivel 3 progresa esta distinción discriminando niveles de cobertura y estratos y, en el caso de formaciones arbóreas, se distinguen hasta familias o géneros predominantes. En ningún caso se llega a nivel de especie,

aunque buena parte de las formaciones arbóreas representan pocas especies, a menudo en formaciones monoespecíficas y con requerimientos ecológicos muy diferentes.

Figura 1. Esquema de niveles y clases del MUCVA25.



Fuente: Elaboración propia. A partir de MUCVA25.

Como se aprecia en el Cuadro 1, cada clase homogénea de un nivel es desagregada en el siguiente nivel. Asimismo, los códigos identificadores de un nivel, se mantienen como prefijo en el siguiente nivel en las clases desagregadas que forman parte de un mismo conjunto en el nivel superior.

En nuestro trabajo, utilizamos todas las clases en los Niveles 1 y 2, y exclusivamente las clases forestales en el Nivel 3. En el primer caso, con el objeto de estudiar los intercambios y transferencias producidas entre todos los usos y cubiertas y así ofrecer un cuadro general de la situación de los usos y coberturas. En el segundo caso, de acuerdo con el objetivo específico de este trabajo, estudiamos estos intercambios con máximo detalle sólo para las cubiertas forestales, manteniendo el Nivel 2 para relacionar los intercambios entre estas y las coberturas no forestales.

Los datos espaciales fueron procesados con dos Sistemas de Información Geográfica: QGIS 2.14 para gestionar los datos vectoriales originales en que están registrados los mapas de usos del suelo; y, para procesamiento y análisis de datos raster, utilizamos la primera versión de TerrSet, que se corresponde con la versión 18.2 del antiguo software Idrisi de Clark Labs

(Eastman, 2015). En realidad, Terrset es una evolución del clásico sistema concebido en 1987 por Ronald Eastman, investigador del Departamento de Geografía de la Universidad de Clark (Worcester). Se trata de un conjunto de aplicaciones verticales orientadas al campo de la investigación científica de procesos geoespaciales, que incluyen desde las clásicas herramientas de GIS y teledetección, hasta un completo set de módulos independientes y multifuncionales. Uno de ellos, con el que trabajamos para esta publicación, es el Land Change Modeller (Eastman, 2009), el cual permite realizar análisis estadísticos de cambios de usos y coberturas y mapas de cambios en cubiertas terrestres, con la posibilidad de modelar las transiciones potenciales a través de distintos modelos estadísticos y cuantificar además algunos servicios ecosistémicos como el secuestro de carbono. Empleamos los sub-módulos “Change Analysis” y “Transition Potentials” del citado software (Figura 2).

Cuadro 1. Niveles y clases empleadas del mapa de usos y coberturas (MUCVA25).

(En verde, cubiertas forestales)

Nivel 1. Clases

Código	Descriptor
1	Superficies construidas y alteradas
2	Superficies agrícolas
3	Superficies forestales y naturales
4	Superficies de agua y zonas húmedas

Nivel 2. Clases

Código	Descriptor
1 - 11	Superficies construidas y alteradas
2 - 21	Superficies en secano
2 - 22	Superficies en regadío
2 - 23	Áreas agrícolas heterogéneas
3 - 31	Formaciones arboladas densas
3 - 32	Formaciones de matorral con arbolado
3 - 33	Formaciones de pastizal con arbolado
3 - 34	Formaciones arbustivas y herbáceas sin arbolado
3 - 35	Espacios abiertos con escasa vegetación
4 - 41	Zonas húmedas y superficies de agua

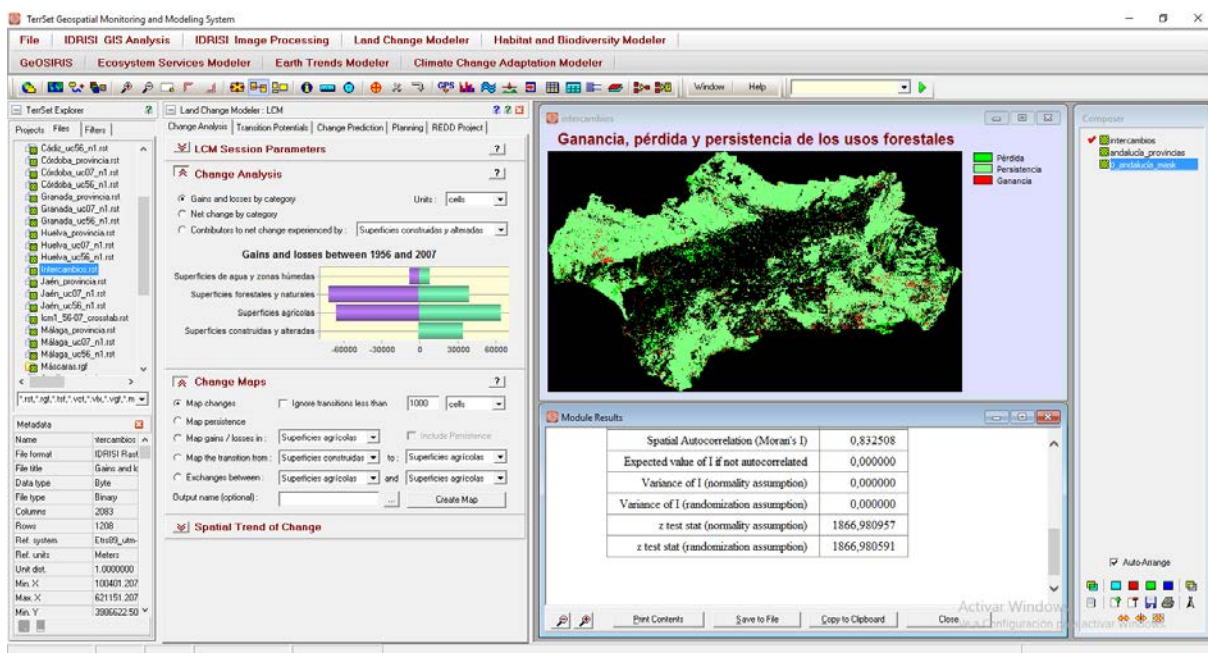
Nivel 3. Clases (sólo cubiertas forestales: código 3)

Código	Descriptor
³⁻³¹ - 311	Arbolado denso de quercíneas
³⁻³¹ - 312	Arbolado denso de coníferas
³⁻³¹ - 313	Arbolado denso de eucaliptos
³⁻³¹ - 314	Arbolado denso de otras frondosas y mezclas
³⁻³² - 321	Matorral con quercíneas
³⁻³² - 322	Matorral con coníferas

3 - 32 - 323	Matorral con eucaliptos
3 - 32 - 324	Matorral con otras frondosas y mezclas
3 - 33 - 331	Pastizal con quercíneas
3 - 33 - 332	Pastizal con coníferas
3 - 33 - 333	Pastizal con eucaliptos
3 - 33 - 334	Pastizal con otras frondosas y mezclas
3 - 34 - 341	Matorral denso
3 - 34 - 342	Matorral disperso
3 - 34 - 343	Pastizales
3 - 35 - 351	Playas, dunas y arenasles
3 - 35 - 352	Áreas incendiadas
3 - 35 - 353	Otros espacios con vegetación escasa

Fuente: Elaboración propia. A partir de MUCVA25.

Figura 2. Entorno de trabajo del sistema Terrset.



Fuente: Elaboración propia. A partir de una captura del entorno de Terrset (Clark Labs).

MUCVA25 es una cartografía en formato vectorial. El mosaico de usos y coberturas está formado por más de 25.000 polígonos en el nivel de máxima desagregación. Cada polígono se corresponde con una cubierta terrestre y tiene asociado un atributo temático en una base de datos relacional. Cada nivel está codificado como una variable en la base de datos. Por la gran cantidad de datos que almacena, el formato es poco eficiente para realizar análisis espaciales complejos. Por ello, fue necesario convertir los datos a un formato más adecuado. Así, convertimos los polígonos originales a una malla raster de 250 metros de resolución, escala considerada adecuada para estudios este tipo de estudios regionales y suficiente para

detectar entidades forestales lineales. Así produjimos un mapa raster por cada nivel y año con el objeto de compararlos y estudiar el análisis de los cambios entre 1956 y 2007.

Previamente, fue necesario revisar y editar las capas de datos vectoriales originales (oficiales) para buscar y corregir posibles errores. Aunque los datos espaciales oficiales pasan estrictos controles de calidad, conviene verificar los mismos en sus características geométricas, topológicas y atributivas. Además, se requiere un conocimiento experto de la naturaleza de los datos para verificar posibles incongruencias temáticas no detectadas por los operadores de cartografía. Y, en efecto, corregimos (y reportamos a la fuente: REDIAM) hasta 55 errores de geometría y atributos temáticos realizando un análisis basado en consultas espaciales sistemáticas.

En esta publicación, las superficies aparecen expresadas en hectáreas (y tanto por ciento %), como es habitual en temas forestales. Para expresar numéricamente los cambios registrados entre los periodos de tiempo t_1 (1956) y t_2 (2007), utilizamos como notación matemática la cuarta letra del alfabeto griego en mayúscula, Delta (Δ), delante de cada registro junto al signo positivo o negativo (e. g. $\Delta +3.000$ has, esto es, un aumento de 3.000 hectáreas), una notación no tan empleada en análisis de cambios; así evitamos confusiones en la lectura valores de estado t_1 o estado t_2 y valores de cambio (t_1) + (t_2).

2.2.3. Análisis de cambios y factores explicativos

El análisis de cambios en la ocupación del suelo se realizó empleando tabulación cruzada. Realizamos las observaciones comparando los mapas de 1956 (t_1) y 2007 (t_2) basándonos en la metodología de Robert Pontius (Pontius et al., 2004) implementada en el módulo Land Change Modeller del software Terrset (Eastman, 2015). Esta metodología también ha sido utilizada exitosamente por otros autores para analizar cambios de usos y coberturas del suelo (Plata et al., 2009).

El estudio de la distribución y el análisis de los cambios se abordaron con tablas estadísticas de estado y matrices de cambios, basadas en los mapas de estado y mapas de cambios. Los cambios fueron registrados cuando encontramos píxeles con diferentes clases en las mismas localizaciones (mismo píxel) entre los diferentes momentos contemplados, t_1 (1956) y t_2 (2007). Como indicamos anteriormente, trabajamos en paralelo con los tres niveles de desagregación de la leyenda del MUCVA25, comparando entre las distintas clases de cada nivel: t_1 (nivel 1) versus t_2 (nivel 1); t_1 (nivel 2) versus t_2 (nivel 2); t_1 (nivel 3) versus t_2 (nivel 3).

A través de las tablas de estado registramos las superficies globales de cada clase, a nivel regional y a nivel provincial. Y con las matrices de cambios estudiamos los intercambios globales, representados por el balance producto de las ganancias y las pérdidas en cada clase, graficando además los intercambios producidos entre clases, esto es, representando conjuntamente ganancias y pérdidas o cómo contribuye cada clase en el aumento o retroceso de la superficie de otra.

El grueso de la producción cartográfica representa la evolución que se ha producido entre los momentos t1 y t2. Con los mapas de cambios proyectamos los procesos de persistencia, avance y retroceso una misma cada clase o los procesos de transferencia entre clases. Definimos persistencia como el mantenimiento de una clase dentro de la misma unidad mínima cartografiable (que en nuestro caso es el píxel = 250 m). Ocurre transferencia cuando se produce el cambio de una clase por otra dentro de los límites de la misma unidad mínima cartografiable. Los mapas de persistencia muestran las áreas donde los píxeles de las clases representadas se han mantenido estables. Los mapas de transición muestran las áreas donde los píxeles de una clase se han convertido en píxeles de otra clase. Finalmente, una clase avanza cuando se incorpora dentro de un área donde antes no estaba presente; y, retrocede cuando sucede justamente lo contrario. Por tanto, los mapas de evolución representan áreas donde se representa los cambios de una clase, donde: avance, es cuando una clase aparece en un píxel donde anteriormente no estaba; retroceso, es cuando la misma clase deja de aparecer en un píxel donde anteriormente sí estaba; y, persistencia, es cuando la clase ha estado presente en el mismo píxel en los momentos t1 y t2.

Seleccionamos un conjunto de variables no correlacionadas para abordar un principio de explicación acerca de los patrones espaciales existentes en la distribución de las cubiertas forestales. En la literatura científica sobre análisis de cambios en los usos y cubiertas terrestres, estas variables reciben la denominación de drivers (Lambin et al., 2001). La relación de drivers utilizados aparece en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Variables explicativas o drivers.

Variables explicativas	Código	Unidades	Fuente / proceso
Elevaciones	elev	Metros	IECA / Modelo digital del terreno
Pendientes	slope	Grados	Modelo de radiación
Radiación	solar	Nº horas	Modelo de incidencia solar
Litológico	litologic	Clases	IGME. Geológico 1:400.000
Distancia a la costa	dist_cost	Metros	Distancia euclidiana a línea de costa
Distancia a corrientes	dist_hidro	Metros	Distancia euclidiana a hidrografía
Distancia a poblaciones	dist_pob	Metros	Distancia euclidiana a poblaciones
Distancia a carreteras	dist_via1	Metros	Distancia euclidiana a carreteras
Distancia a caminos	dist_via2	Metros	Distancia euclidiana a caminos

Fuente: Elaboración propia.

Dos aclaraciones. Respecto a la distancia a la red hidrográfica, calculamos hasta seis mapas de proximidad basándonos en la jerarquía fluvial (Strahler), que, según la base de referencia hidrográfica de los Datos Espaciales de Referencia de Andalucía, va desde orden 1 (dist_hidro1) a orden 6 (dist_hidro6) para el conjunto de la región. No obstante, la jerarquización de la red del IECA no sigue un criterio de alta definición recomendado (Senciales, 1999). De los seis, sólo utilizamos como factor el que demostró una mayor asociación. Acerca del geológico, aplicamos una transformación Evidence Likelihood a las clases litológicas en relación con los usos del suelo.

Para estimar el grado asociación entre los factores y los usos y coberturas vegetales, calculamos la V de Cramer, una medida simple basada en el estadístico ji-cuadrado, donde $VC=0$ expresa una mínima asociación y $VC=1$, una máxima asociación (Rees, 2008). Este estadístico opera con una tabla de contingencia de doble entrada, por lo que requiere que todos los factores cuantitativos sean convertidos a categorías. Siguiendo el criterio de Eastman (2015), cuando $VC > 0,15$ se considera que el driver comienza a ejercer una influencia suficiente sobre la distribución de la cobertura terrestre; y, cuando $VC > 0,40$ la influencia es elevada.

A efectos de modelización, es una medida muy útil para descartar drivers cuando $VC < 0,15$, si bien no garantiza que valores altos ofrezcan un buen desempeño a la hora de desarrollar modelos estadísticos predictivos. Esto es así porque asume que los datos son independientes entre sí, cuando realmente no lo son, por lo que los p valores asociados a la V de Cramer realmente tienen más sentido para descartar firmemente una variable, y no tanto para confiar demasiado en caso de un p valor muy bajo, que es lo normal pues se emplean todos los píxeles para el cálculo del estadístico; y segundo, porque no contempla la complejidad de las interacciones entre diferentes variables.

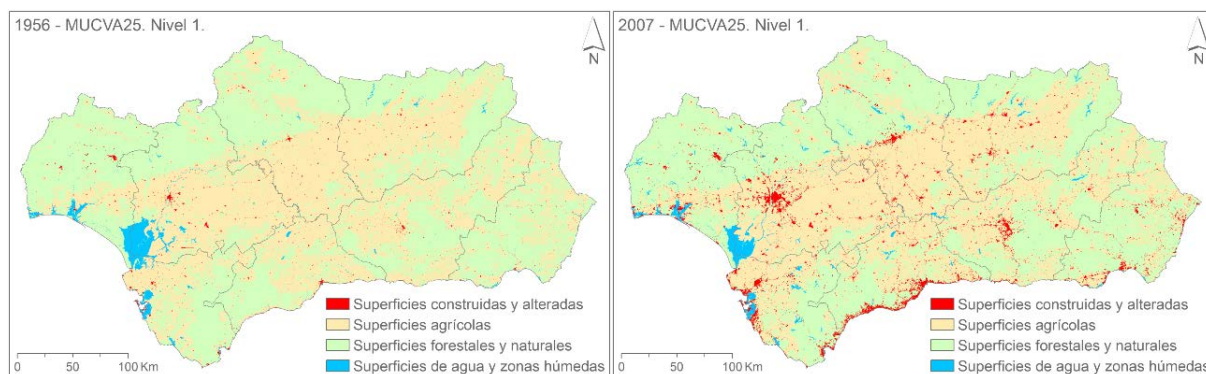
Con todo, según nuestros objetivos, la V de Cramer es un buen estadístico para realizar una primera aproximación y selección de variables explicativas, certero para descartar las que realmente no tienen influencia alguna y útil para discutir sobre la verdadera importancia de los drivers que considera que tiene una mínima influencia.

2.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.3.1. Persistencia de los usos forestales

A grandes rasgos (Mapa 2), en Andalucía los usos principales muestran un binomio entre superficies con vocación forestal y espacios cultivados, las primeras representan en el año 2007 el 50,89 % (4.455.681 hectáreas) y, los segundos, el 44,31 % (3.880.062 hectáreas) sobre total de la comunidad autónoma. Estas magnitudes proyectan un paisaje general entre silvestre y campestre, que, considerando grandes magnitudes, podría decirse que se ha producido un mantenimiento general de la superficie con usos forestales generales durante los últimos cincuenta años, si bien estos han experimentado notables transformaciones internas, en las que abundaremos posteriormente cuando desglosemos los componentes del ámbito forestal.

Mapa 2. Distribución de los usos generales del suelo (1956-2007).

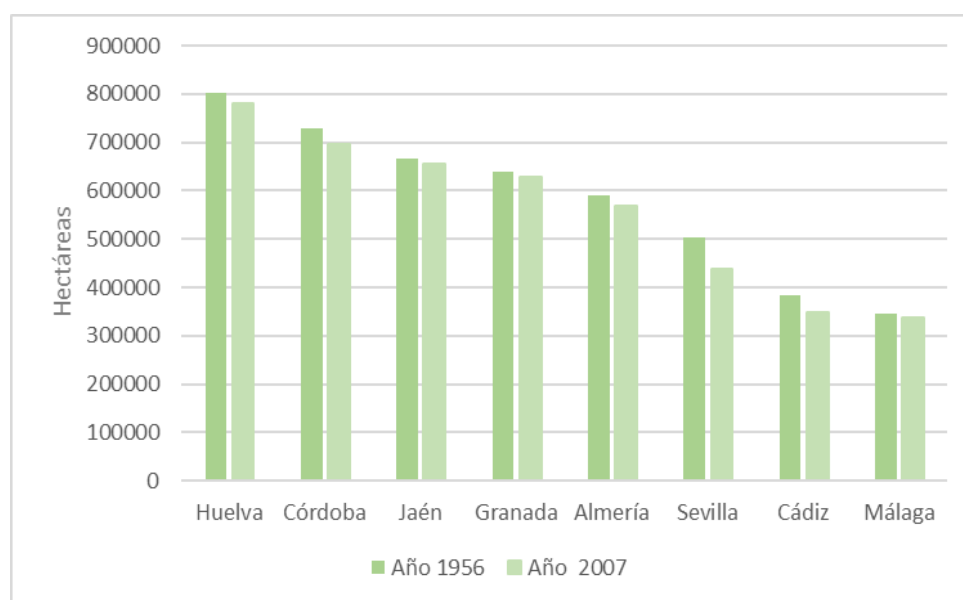


Fuente: Elaboración propia. A partir de MUCVA25 (Nivel 1 de desagregación).

Por su trascendencia ambiental, hemos de hablar de ese ligero descenso de la superficie dedicada a los usos forestales. Ciertamente, en poco más de cincuenta años los usos forestales apenas han menguado un $\Delta -4,3$ % de su superficie respecto a 1956, lo que supone, sin embargo, unas $\Delta -201.687$ has, cifra nada desdeñable si comparamos con la superficie total urbanizada en 2007 (269.106 has). No obstante, esta disminución de la superficie con usos forestales es consistente en todas las provincias, como se aprecia en la Figura 3.

Entre 1956 y 2007, Andalucía experimentó un gran avance de las superficies construidas y alteradas, crecimiento que le permitió incrementar hasta en $\Delta +217.0012$ hectáreas las áreas intensamente alteradas a costa de espacios anteriormente cultivados o de antigua vocación forestal, esto es, un aumento $\Delta +416$ % del área respecto a la superficie urbanizada en 1956. Es en el litoral andaluz donde se originaron las mayores transferencias de cubiertas hacia superficies construidas y alteradas procedentes de anteriores espacios con vocación forestal. En este sentido, destaca la conurbación de la Costa del Sol y el arco metropolitano Campo de Gibraltar.

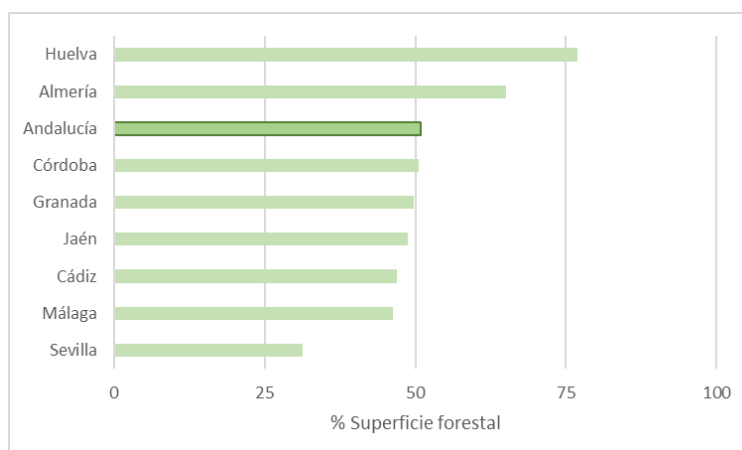
Figura 3. Distribución de la superficie con usos forestales por provincias (1956-2007).



Fuente: Elaboración propia.

Por consecuencia (Figura 4), Huelva es la provincia con mayor superficie forestal en Andalucía, tanto en términos absolutos (780.072 has) como relativos (76,9 %). En términos relativos, le sigue Almería, con el 64,97 % de su superficie ocupada por usos forestales, 569.125 has.

Figura 4. Proporción de los usos forestales respecto al total provincial (2007).

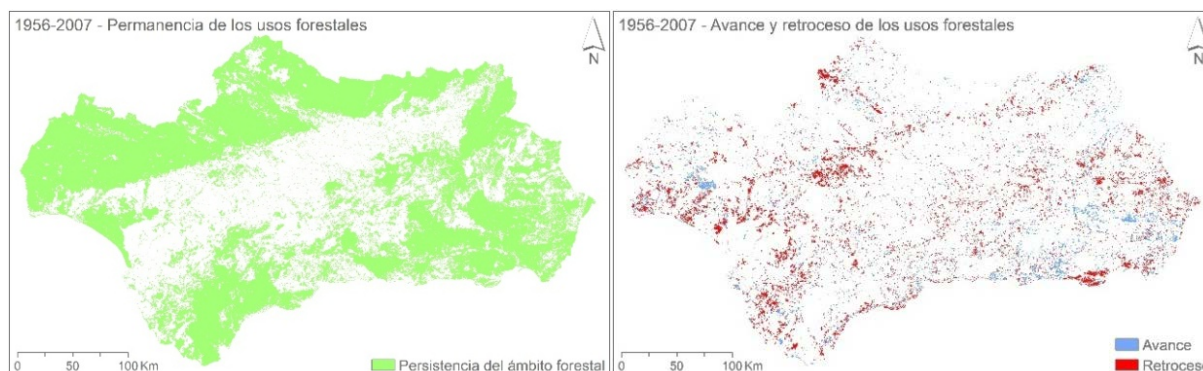


Fuente: Elaboración propia

En el resto de las provincias, los usos forestales suponen casi la mitad de la superficie de cada una, excepto en Sevilla, donde los usos agrarios son predominantes y alcanzan el 62,1 % (872.106 has). Concluyendo, la mitad de la región está ocupada por usos forestales, guarismos que sitúan la representación de estos usos en la región casi en los mismos porcentajes que estos suponen en el conjunto del país (Gómez Mendoza y López Ontiveros, 2001).

Considerando el conjunto de los espacios con usos forestales (Mapa 3), aunque han sido más las pérdidas que las ganancias, es la persistencia el rasgo característico en este ámbito, probablemente debido a que en las superficies en las que se asientan estos usos, más allá de la línea de costa, son más determinantes las restricciones impuestas por las condiciones del medio físico.

Mapa 3. Evolución de los usos forestales (1956-2007).



Fuente: Elaboración propia.

En términos absolutos, la mayor parte de los terrenos que perdieron su vocación forestal lo hicieron a costa de actividades agrícolas y superficies de agua (embalses). Y este fenómeno se ha labrado en mayor medida en las provincias occidentales con mejores condiciones para la agricultura, especialmente en la depresión del Guadalquivir con la puesta en marcha de regadíos. Regadíos que formaron parte de una política de colonización y desarrollo agrario cuyo máximo exponente lo encontramos en los cultivos bajo plástico del litoral almeriense (Molinero Herando y Morales Gil, 2001). Paradójicamente, durante la segunda mitad del siglo XX también se produjo una considerable transición de superficies agrícolas poco productivas hacia áreas forestales, aunque en espacios eminentemente montañosos, caso de las reforestaciones subvencionadas por la Política Agrícola Común (PAC) de la Unión Europea (Sillva Pérez, 1995; Gámez Navarro, 2004).

Todavía persisten importantes extensiones cultivadas en espacios montañosos (Montes de Málaga y Axarquía, Costa Tropical, La Alpujarra, Campo de Níjar, Valle del Almanzora). Son cultivos tradicionales, minifundistas, intercalados con pequeños reductos de vegetación natural, con origen en la tradición morisca, caracterizados por una ocupación intensiva del espacio, abancalamiento de las laderas y una gran variedad de aprovechamientos agrícolas, a menudo inverosímiles, dadas las limitaciones biofísicas del terreno y la inadecuación de las estructuras agrarias (Benabent, 1986; Justicia Segovia, 1988; Gómez Moreno, 1989; Naranjo Ramírez, 2001).

Un primer análisis de la importancia de las principales variables explicativas (Figura 5) permitió constatar, según la V de Cramer, una gran asociación entre la litología y la distribución de todas las cubiertas terrestres, especialmente las forestales ($VC=0,52$, para 2007). En cierto modo, la persistencia de los usos forestales es un rasgo que puede estar explicado por esta gran relación existente entre la litología y los usos forestales, pues se trata de un factor físico estático. En realidad, este vínculo connota que la litología se asocia a los usos forestales más por limitaciones hacia las actividades agrícolas que por efectos estrictamente favorecedores. Es un driver muy relacionado con el manejo de la tierra, los usos agrarios del suelo. Sin embargo, se aprecia cómo el control litológico ha perdido influencia a la hora de explicar la distribución de los usos generales, y esto es debido fundamentalmente a los procesos de urbanización.

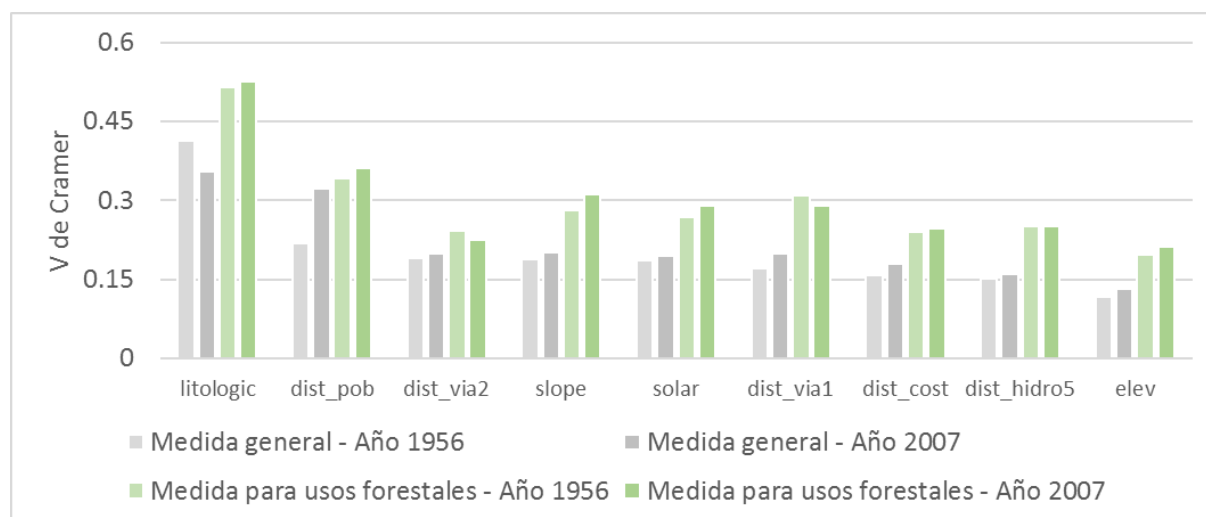
Casi todos los drivers considerados ofrecieron valores por encima de $VC= 0,15$, umbral mínimo a partir del cual se considera que un variable explicativa puede ejercer cierto control sobre la distribución de las cubiertas terrestres, como indicamos en el apartado de metodología. En relación con la importancia relativa de los drivers en el tiempo, los vínculos se han mantenido prácticamente estables entre casi todos los factores y la distribución de los

usos forestales, con un ligero repunte generalizado que sugiere una consolidación de los patrones inducidos por los drivers. Esto se aprecia claramente en cómo la distancia a los núcleos de población cada vez tiene una mayor influencia en la distribución de los distintos usos. Este factor ejerce una gran influencia con la distribución de los usos forestales. En esta dirección, también destacan las pendientes.

2.3.2. Incremento de la superficie arbolada

Hasta ahora hemos descrito la distribución de los usos forestales sin discriminar entre las diferentes cubiertas que, en su mayor parte vegetales, caracterizan estas superficies. En lo sucesivo, analizaremos la superficie de las grandes unidades fisonómico-estructurales de vegetación que forman parte de estos usos descritas en el Nivel 2 del MUCVA25. Siguiendo el segundo nivel de desagregación de la leyenda del Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Andalucía, comenzamos a vislumbrar los primeros matices existentes dentro del conjunto forestal. Así como las zonas cultivadas coinciden con los grandes valles, depresiones y planicies, las formaciones vegetales persisten en las cadenas montañosas. Como decíamos en la introducción, es aquí donde cobra sentido el significado del concepto “monte”: “monte alto” para referirse a los espacios arbolados y “monte bajo” para hacerlo con las áreas cubiertas de matorral. En ambos casos, el término “monte” hay que interpretarlo desde una consideración marginal de los espacios forestales, confinados en su mayor parte en las montañas, en contraposición con los terrenos productivos o agrícolas (Valdés y Gil Sánchez, 1998).

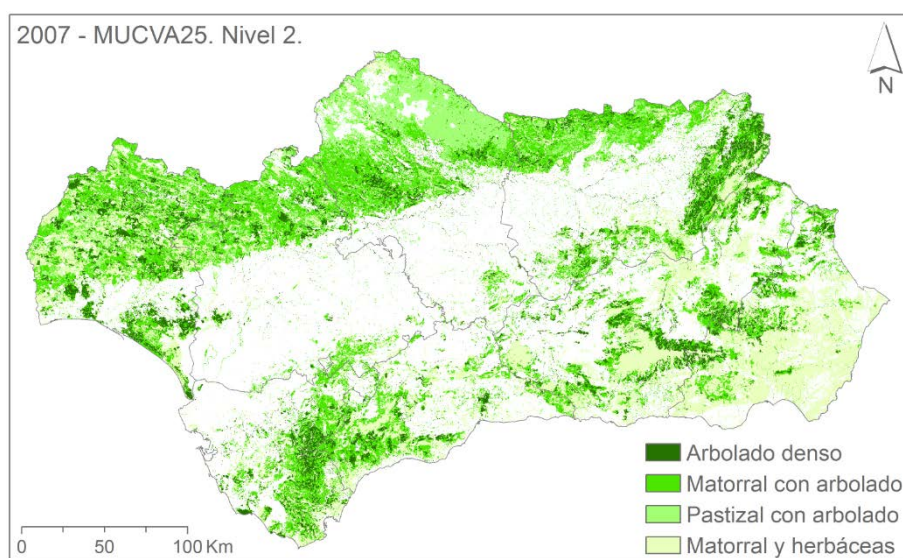
Figura 5. Importancia de los drivers en la distribución de usos del suelo.



Fuente: Elaboración propia.

En 1956, las formaciones con arbolado, en todos sus grados de cobertura, se agrupaban en las serranías más húmedas y despobladas, especialmente en aquellas con sustratos rocosos poco aptos para la agricultura: en las sierras hiperhúmedas como formaciones arboladas densas; y, en las montañas más despobladas e improductivas agronómicamente, como formaciones arboladas más abiertas. Hacia el sudeste, las unidades arboladas eran escasas, quedando relegadas a cotas muy elevadas, buscando los reductos más húmedos, en un contexto históricamente vinculado con la acción deforestadora de las actividades silvopastorales (García Dory y Martínez-Vicente, 1988), donde predominaban matorrales y formaciones herbáceas efímeras. Como se aprecia en el Mapa 4, las superficies cubiertas de vegetación siguen estando relegadas a los espacios eminentemente montañosos o agronómicamente improductivos.

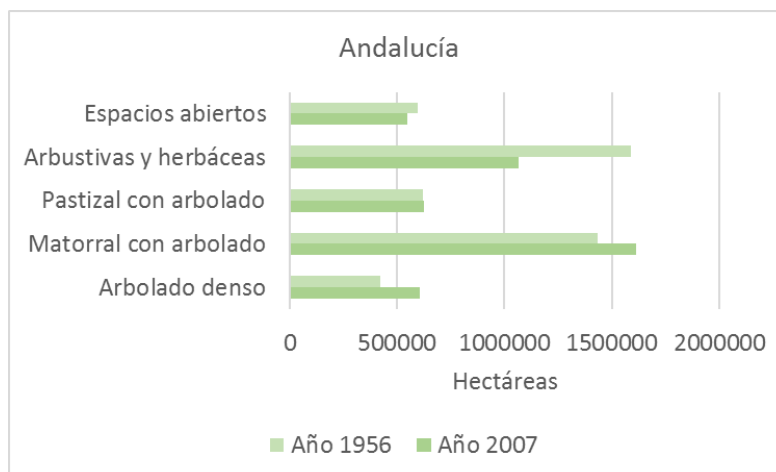
Mapa 4. Distribución de unidades fisonómico-estructurales de vegetación (2007).



Fuente: Elaboración propia. A partir de MUCVA25 (Nivel 2 de desagregación).

Sin embargo, hemos asistido a un profundo proceso de reforestación. Durante los últimos cincuenta años, se ha producido un notable incremento de las superficies arboladas, en todos sus grados de cobertura. Este incremento es también reportado por IFN2-Segundo Inventario Forestal Nacional (Ministerio de Medio Ambiente, 1998) e IFN3-Tercer Inventario Forestal Nacional (Ministerio de Medio Ambiente, 2008). En la misma dirección, nosotros también constatamos este incremento a partir de los datos de ocupación del MUCVA25 (Figura 6).

Figura 6. Distribución regional de las unidades de vegetación fisonómico-estructurales, incluye espacios abiertos con poca vegetación (1956-2007).



Fuente: Elaboración propia.

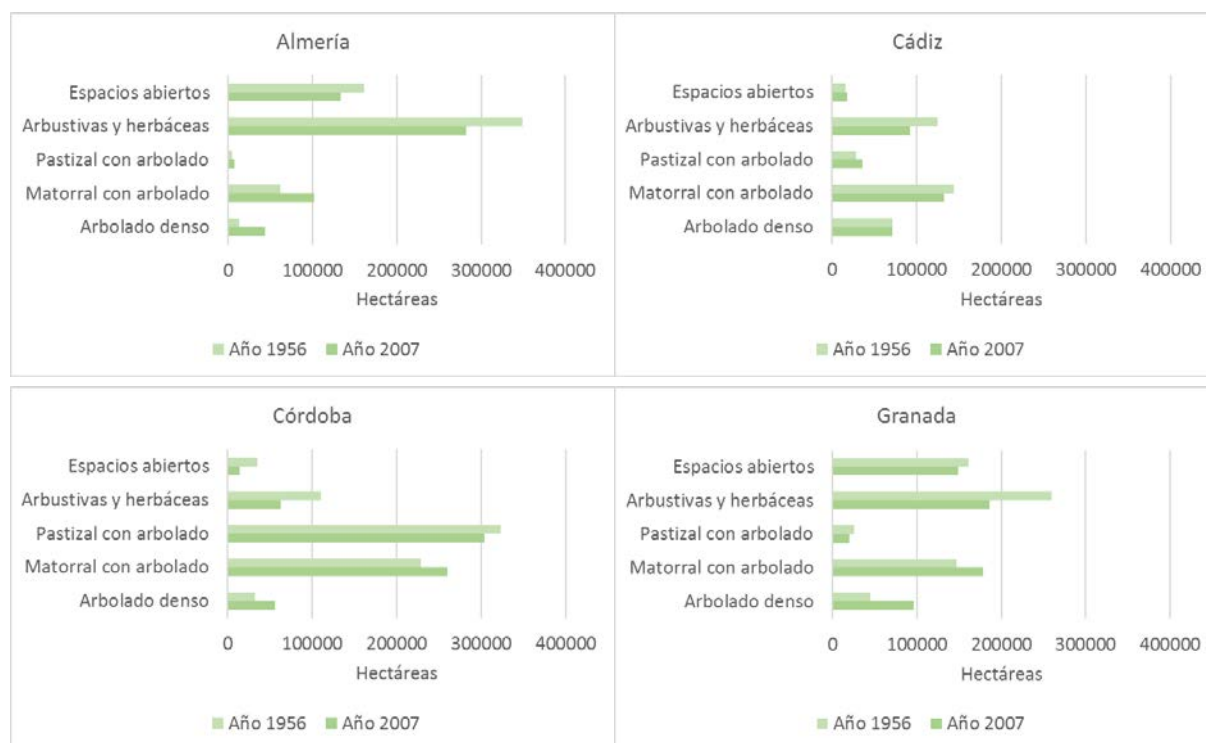
En 2007, las formaciones con distintas coberturas de arbolado representaban el 32,5 % de la superficie total de la comunidad andaluza y, considerando el ámbito forestal, el 63 %, esto es: 606.300 hectáreas cubiertas de arbolado denso, 1.613.131 de matorral con arbolado y 623.056 hectáreas de pastizal con arbolado. Estos datos casan -aproximadamente- con los del IFN3 – Tercer Inventario Forestal Nacional (1997-2007), donde se expresa que las superficies forestales arboladas representan un 34 % de la superficie total. Hay que considerar que existen diferencias entre ambas fuentes porque recogen fechas de captura no coincidentes y distintas metodologías para el cómputo de las superficies, así como diferentes criterios a la hora de establecer los umbrales entre clases forestales. Esta misma fuente reporta que la superficie forestal arbolada respecto al total supone es mayor en el conjunto del país (37 %) que en la comunidad autónoma de Andalucía (34 %), aunque si consideramos la superficie forestal arbolada respecto al total de la superficie forestal esta supone el 68 % (63,7 % según los datos del MUCVA) en Andalucía y el 67 % en el conjunto del país.

A nivel provincial, a través de los datos de MUCVA25 también constatamos un aumento generalizado del arbolado, excepto en Cádiz y Sevilla, donde hubo un ligero descenso. En la Figura 7, se muestra un gráfico con la distribución de las grandes unidades de vegetación por cada provincia en el que hemos utilizado los mismos umbrales en los ejes con los valores en hectáreas para facilitar una rápida lectura comparativa de visu.

En términos absolutos, la provincia con mayor superficie forestal arbolada es Córdoba, con 619.675 hectáreas, de las cuales solo 56.175 hectáreas están cubiertas por formaciones arboladas densas, pues predominan formaciones adhesionadas. En términos relativos, Huelva

es la provincia donde la superficie forestal arbolada ocupa una mayor proporción, el 52,37 %, unas 531.218, lo que le convierte en segunda provincia con mayor superficie arboladas en términos absolutos y la primera si consideramos las formaciones forestales arboladas densas. En sentido opuesto, encontramos la provincia de Almería, donde las formaciones arboladas son las más escasas y son las formaciones arbustivas, herbáceas y sin apenas vegetación las predominantes, pues suponen el 48,35 % de la superficie total provincial, unas 514.343 hectáreas, pese a que en los últimos cincuenta años se han reducido considerablemente. En general, se ha producido un descenso generalizado de las formaciones arbustivas y herbáceas ($\Delta -33,13 \%$) y espacios abiertos con poca vegetación ($\Delta -7,78 \%$), lo que pone en evidencia el éxito de las tareas de reforestación, por lo menos en lo relativo al cambio en la ocupación del suelo.

Figura 7. Distribución de las unidades de vegetación fisonómico-estructurales (incluye espacios abiertos con poca vegetación) por provincias (1956-2007).

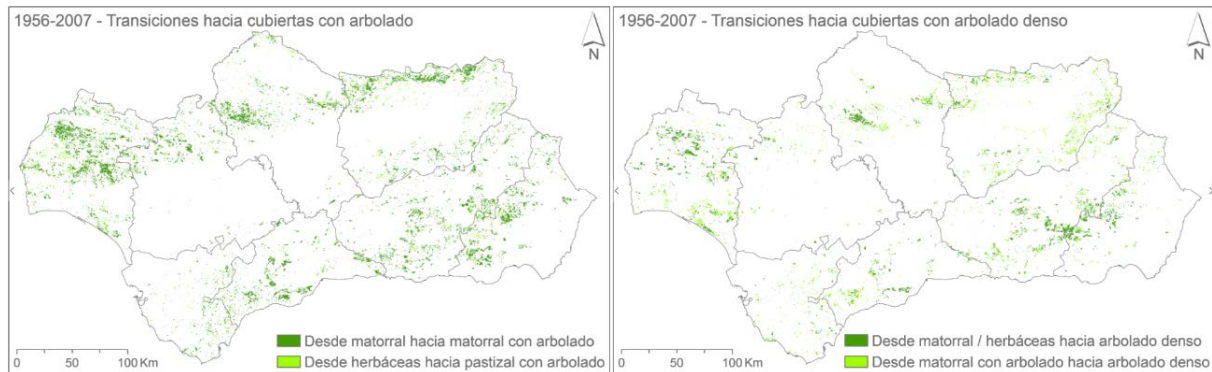




Fuente: Elaboración propia.

Abundando más acerca de la distribución de las unidades de vegetación, en la extensa Sierra Morena, que ya estaba cubierta de arbolado en 1956, avanzaron las superficies con matorral arbolado en detrimento de las formaciones herbáceas. También aumentaron las superficies arboladas en las comarcas interiores de Huelva, hecho en el abundaremos más adelante. Sin embargo, ha sido en las montañas penibéticas donde se han producido los mayores incrementos de cubiertas arbóreas, producto de las grandes (y hoy discutidas) reforestaciones del periodo franquista (Gómez Mendoza y Mata Olmo, 2002); políticas que sin embargo, hundían sus raíces en las desarrolladas a finales del Siglo XIX y principios del XX, en un intento por frenar los excesos de la desamortización de Madoz (García de Cortázar y González Vesga, 1994). Estas reforestaciones fueron especialmente fructíferas en las montañas de las provincias de Granada (Sierra Nevada, Sierra de Baza) y Almería (Sierra de Filabres, Sierra de María). El análisis de transiciones desde las superficies sin árboles, en 1956, a las arboladas, en 2007, resulta más esclarecedor (Mapa 5).

Mapa 5. Principales transiciones hacia cubiertas arboladas (1956-2007).

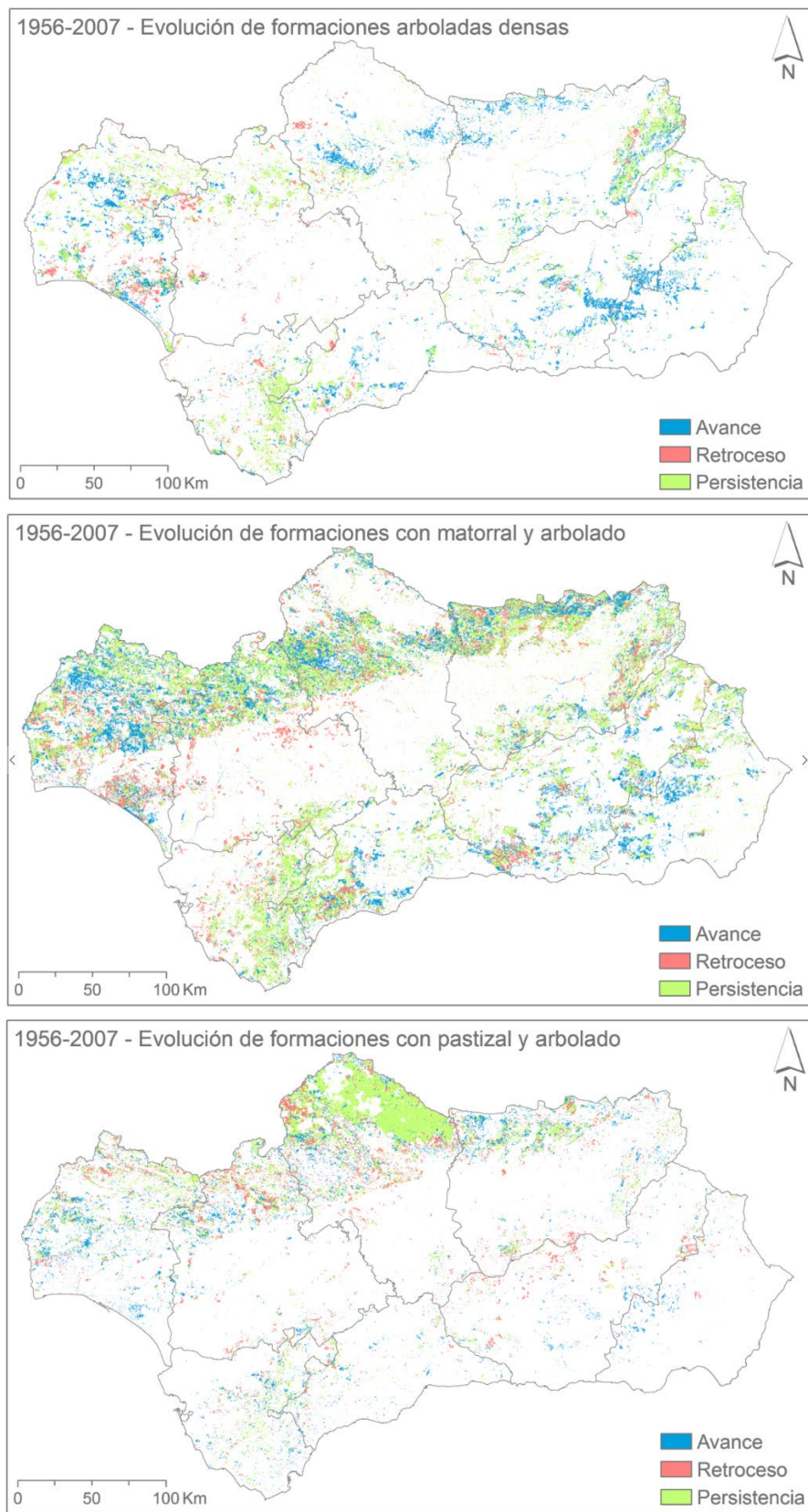


Fuente: Elaboración propia.

Buena parte de las formaciones arbustivas y herbáceas evolucionaron hacia formaciones donde ahora aparecen formaciones con matorral y arbolado o bien formaciones con arbolado denso. En el primer caso, producto de la regeneración natural asistida por trabajos silvícolas y, en el segundo, más por acción directa de las repoblaciones y /o explotaciones forestales, en las que abundaremos en el siguiente apartado. En el Mapa 6 se ilustra la distribución espacial de los intercambios, representando los procesos de avance, retroceso y persistencia de las distintas principales unidades de vegetación arboladas.

Conforme se desagrega la leyenda, el análisis de la influencia de los drivers en la distribución de cubiertas debe enfocarse más hacia un tiempo de cubierta. Normalmente se produce un descenso de la capacidad predictiva general de los *drivers*.

Mapa 6. Evolución de la superficie forestal arbolada.



Fuente: Elaboración propia.

Sin embargo, la desagregación posibilita medir la influencia de un driver sobre un tipo específico de cubierta más específica. Aunque la litología continúa siendo el driver más importante y encuentra una gran asociación con las formaciones arbustivas y herbáceas sin arbolado ($VC=0,32$) o formaciones herbáceas con arbolado ($VC=0,30$), el grado de asociación entre distancia a la costa y formaciones arbustivas sin arbolado alcanza $VC=0,42$.

En general, estas formaciones vegetales mencionadas, muestran un mayor grado de asociación factores como las pendientes, radiación solar y gradientes de proximidad que el resto de cubiertas forestales. Coincide esta apreciación con el hecho de los drivers considerados tienen una mayor asociación con los procesos de persistencia. En este sentido, destaca la gran dehesa de Los Pedroches, que ha mantenido un pastizal arbolado durante los últimos cincuenta años, por una combinación de factores biofísicos y antrópicos.

Finalmente, comentar que también se han producido transiciones desde formaciones arbustivas hacia espacios abiertos sin vegetación debido a la acción negativa de los incendios forestales (Araque Jiménez, 2015; Gutiérrez-Hernández et al., 2015). A continuación, profundizaremos en la transformación de las cubiertas forestales.

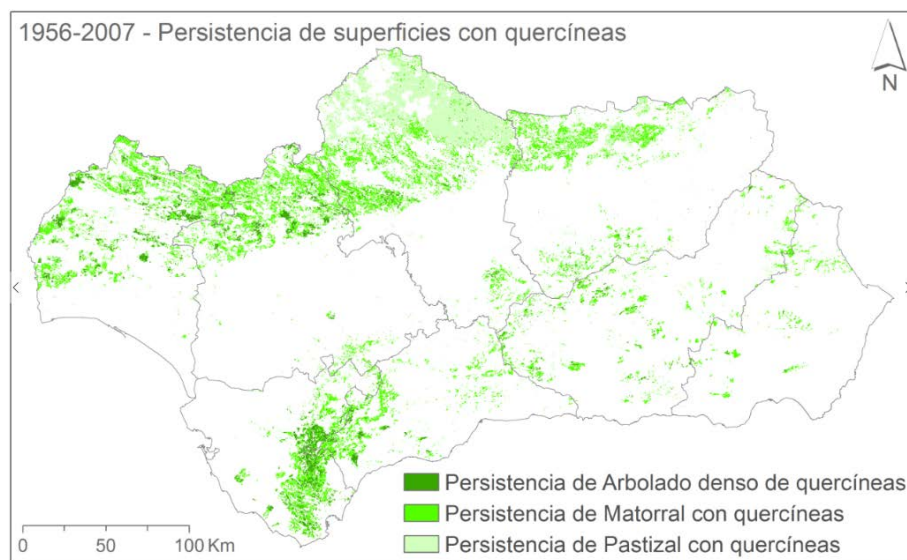
2.3.3. Transformación de las cubiertas forestales

Esa aparente unidad y persistencia de los usos forestales que comentábamos en el primer apartado de los resultados y que, como hemos visto, encubre un proceso de aumento de la superficie arbolada incluida dentro del mismo ámbito forestal, encierra, además, un mosaico de componentes cuya distribución en el tiempo y en el espacio ha sido generalmente desigual. En el Nivel 3 de desagregación del MUCVA25, se distinguen las formaciones vegetales más extendidas llegando incluso hasta la discriminación del género en algunas especies arbóreas predominantes (e. g. *Quercus*).

Las quercíneas son predominantes a lo largo y ancho de Sierra Morena y hacia el oeste de la serranía de Ronda, especialmente en el área del Parque Natural de los Alcornocales. Se trata de las formaciones más estables en Andalucía, representadas mayoritariamente por especies como el alcornoque (*Quercus suber*) y la encina (*Quercus ilex*), pilares constituyentes de la dehesa, un auténtico paisaje cultural e histórico, que destaca tanto por sus valores ambientales como por su vocación de espacio productivo desde el punto de vista agroganadero (Silva Pérez, 2010). En el Mapa 7, se ilustra la persistencia de las superficies con quercíneas, pues representa las áreas donde las distintas formaciones de quercíneas han estado presentes desde 1956 hasta 2007.

En Córdoba, la dehesa considerada como el conjunto de formaciones arboladas con matorral o herbáceas, registra la mayor superficie provincial de Andalucía, hasta 506.343 hectáreas en el año 2007, lo que supone un 35,2 % de la superficie total de la provincia de Córdoba o un 69,7 % con respecto a la superficie forestal en la propia provincia. Le siguen las provincias de Huelva y Sevilla, con 226.162 y 211.187 hectáreas respectivamente.

Mapa 7. Zonas donde se han mantenido las quercíneas (1956-2007).



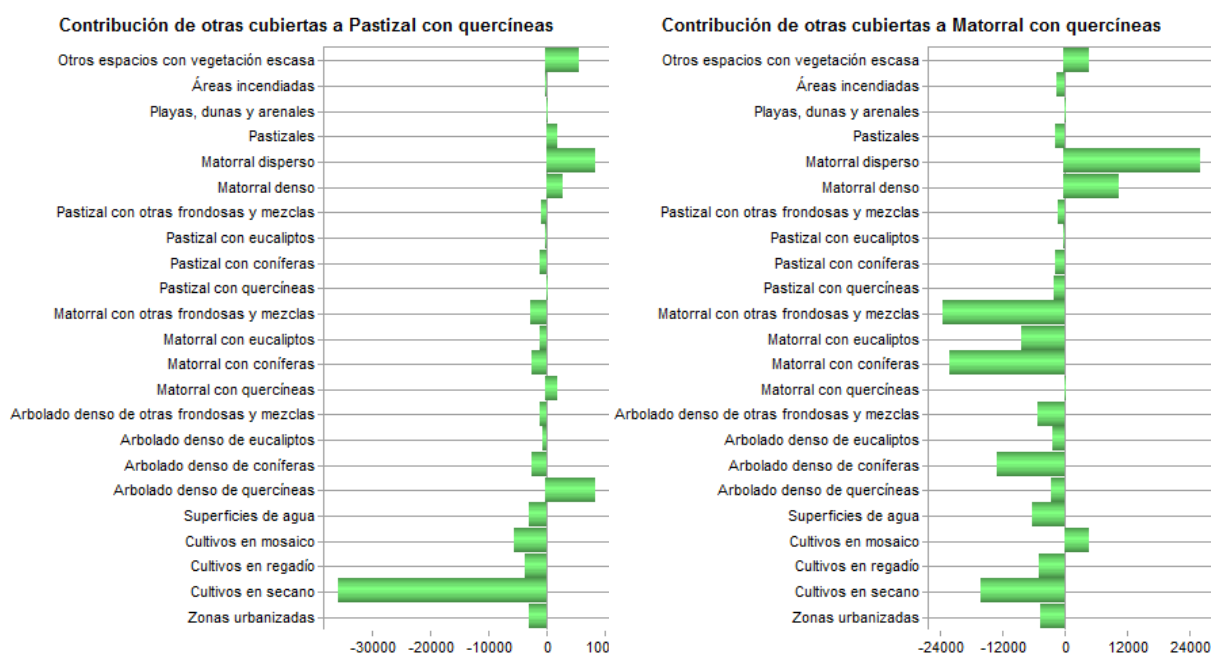
Fuente: Elaboración propia.

Así como la dehesa es predominante en Sierra Morena, las formaciones arboladas densas de quercíneas registran una mayor presencia en los lugares más lluviosos. Cádiz y Huelva son las provincias donde las formaciones arboladas densas de quercíneas son más extensas, con 43.200 y 41.600 hectáreas respectivamente. En la provincia de Cádiz, sin embargo, las quercíneas, que están representadas en su mayor parte por alcornoques (a menudo formando masas mixtas junto con acebuches o quejigales), son formaciones con matorral más espesas y alcanzan una superficie de 119.223 hectáreas. Los mayores porcentajes de cobertura arbórea de estas especies han sido históricamente favorecidos por las actividades humanas, que han encontrado en las sierras más húmedas los lugares idóneos para favorecer y densificar el alcornoque para la explotación del corcho, en detrimento de otras especies con las que antaño formaba masas mixtas con mayor frecuencia (Urbieta et al., 2008).

Aunque el análisis de los cambios en quercíneas indica una relativa estabilidad de superficie de las cubiertas con estos árboles del género *Quercus*, sin embargo, examinando con más detalle (Figura 8), entre 1956 y 2007, detectamos una pérdida de Δ -124.600 has, un 8 % del

total de las cubiertas con quercíneas. Esta pérdida es consistente en los tres grados de cobertura representados por el MUCVA25.

Figura 8. Red de intercambios de otras clases con quercíneas. (1956-2007).



Fuente: Elaboración propia. Unidades en hectáreas.

En los últimos cincuenta años, se ha producido un adeshamiento de múltiples masas dispersas, hecho que inferimos por una reducción ($\Delta -8.751$ has) de las superficies con arbolado denso de quercíneas que han experimentado una transición hacia pastizal con quercíneas. En encinas y alcornoques, el fenómeno conocido como La Seca (Brasier et al., 1993; Montoya Oliver y Mesón García, 2008; Sánchez et al., 2002), que produce decaimiento y mortalidad, ha desembocado en la pérdida de numerosos árboles. En muchos casos, esto puede traducirse en una transformación de la cubierta forestal registrada en los mapas de ocupación. En este sentido, podría abrirse una línea de investigación para sondear hasta qué punto pueden ser útiles los mapas de ocupación para detectar procesos de decaimiento.

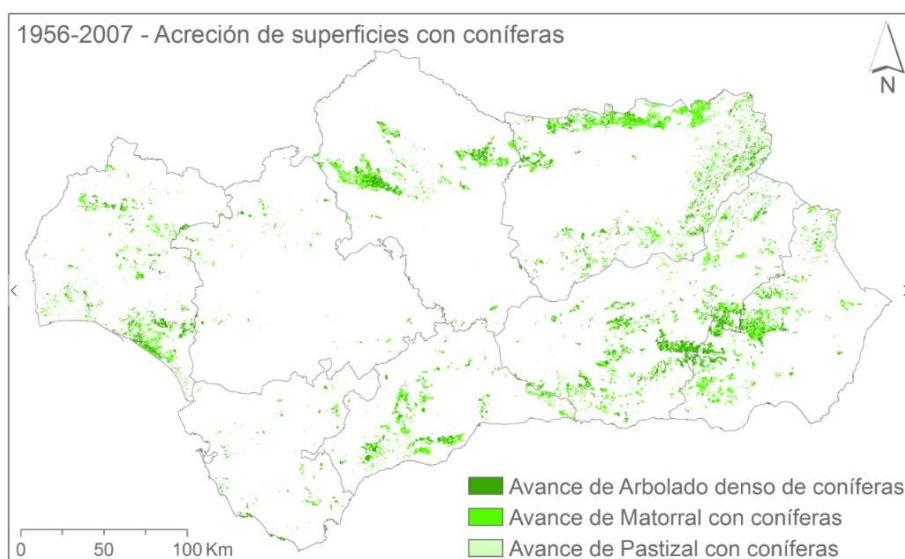
Destaca una importante conversión a cultivos de secano procedentes de pastizales con quercíneas ($\Delta -33.868$ has), muy remarcable esta última transferencia en la comarca del Guadiato (Córdoba). Otro tipo de transferencias, las más sobresalientes y complejas, se han producido desde las cubiertas de matorral con quercíneas ($\Delta -74.756$ has). Están caracterizadas por una sustitución del estrato arbóreo del género *Quercus*. En muchos enclaves de Sierra Morena, aparecen otras frondosas donde antes había quercíneas.

Extraordinaria es la sustitución de quercíneas por pinares, hecho que se produce en la mitad oriental de Sierra Morena. Conjuntamente, también se ha producido una evolución positiva hacia un estrato arbóreo dominado por quercíneas en muchas zonas anteriormente cubiertas por pastizales y matorrales.

La distribución de las formaciones dominadas por quercíneas muestra una gran relación con la litología del terreno, sobre todo las dehesas abiertas ($VC=0,31$). Las dehesas abiertas se localizan en lugares poco productivos o improductivos desde el punto de vista agronómico, pero además suelen estar alejadas de la costa y de las principales carreteras, de ahí el estrecho vínculo con el primer driver, $dist_cost$ ($VC=0,455$) y el segundo, $dist_via1$ ($VC=0,36$).

Si en el caso de las quercíneas ha persistido la mayor parte de su superficie (un 92 %), con las coníferas se ha producido una espectacular acreción de la superficie ocupada por este grupo (Mapa 8). En el periodo 1956 a 2007, las formaciones dominadas por coníferas (en su mayor parte del género *Pinus*) avanzaron $\Delta +346.937$ hectáreas ($\Delta+78$ % respecto a 1956), alcanzando la cifra de 787.562 hectáreas, un 17,6 % de la superficie forestal, formadas en su mayor parte por matorral con coníferas (55,7 %) y arbolado denso de coníferas (38,4 %).

Mapa 8. Incremento de la superficie con coníferas (1956-2007)



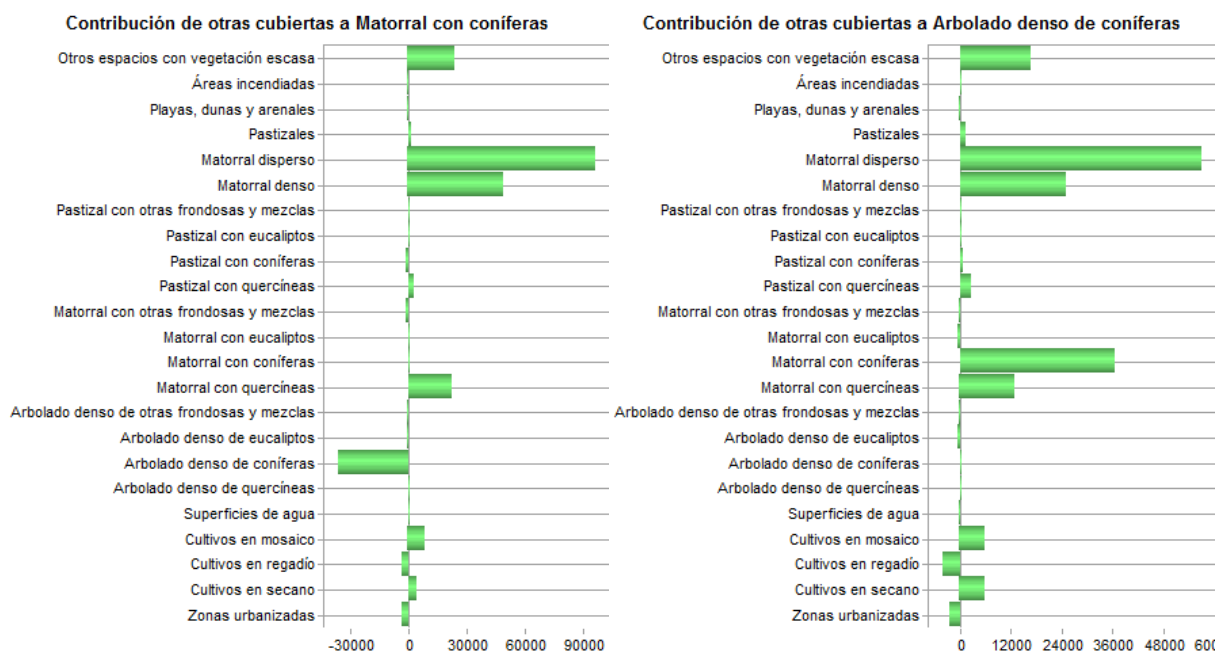
Fuente: Elaboración propia.

Tradicionalmente las coníferas se han encontrado distribuidas en medios montañosos o improductivos, a menudo producto de tareas de repoblación forestal. Históricamente las mayores masas se encontraban en las Sierras de Cazorla, Segura y Las Villas. La franja litoral de las provincias de Huelva y Cádiz experimentó diferentes repoblaciones entre los siglos XIX

y XX. Sierra Bermeja y Sierra Almijara, por la toxicidad del sustrato, peridotítico en la primera y dolomítico en la segunda, estaban pobladas con *Pinus Pinaster*. En la segunda mitad del siglo XX, continúa una estrategia reforestadora y se emplea el género *Pinus* masivamente en muy distintos ambientes: costeros y montañosos, áridos y húmedos. En unos casos para detener el avance de las dunas y en otros con fines hidrológico-forestales. Desde el punto de vista medioambiental, merece destacar la repoblación del singular *Abies pinsapo* en la Sierra de las Nieves. Hemos asistido una sustitución inducida de los pastizales y matorrales hacia formaciones más densas. En efecto, grandes extensiones de bosque crecieron preferentemente en las sierras de las provincias orientales. Jaén es la provincia con la mayor extensión de coníferas, con 254.387 hectáreas, lo que representa un 38 % de su superficie forestal. En 50 años la provincia aumentó la presencia de masas de coníferas en $\Delta +88.412$ hectáreas. Y este crecimiento no es el más llamativo, pues en Almería pasaron de 35.037 a 106.837 hectáreas, un aumento del $\Delta +204$ % respecto a 1956; y en Granada, pasaron de 81.687 a 157.900 hectáreas, un aumento del $\Delta +93$ %. Por su parte, en la provincia de Málaga asistimos a un aumento de $\Delta +66,7$ % respecto a 1956.

Los intercambios (Figura 9) que se han producido con las formaciones coníferas evidencian, más que una evolución natural hacia una mayor presencia del estrato arbóreo, una sustitución inducida de origen antrópico de los pastizales y matorrales hacia formaciones más densas.

Figura 9. Red de intercambios de otras clases con coníferas (1956-2007).

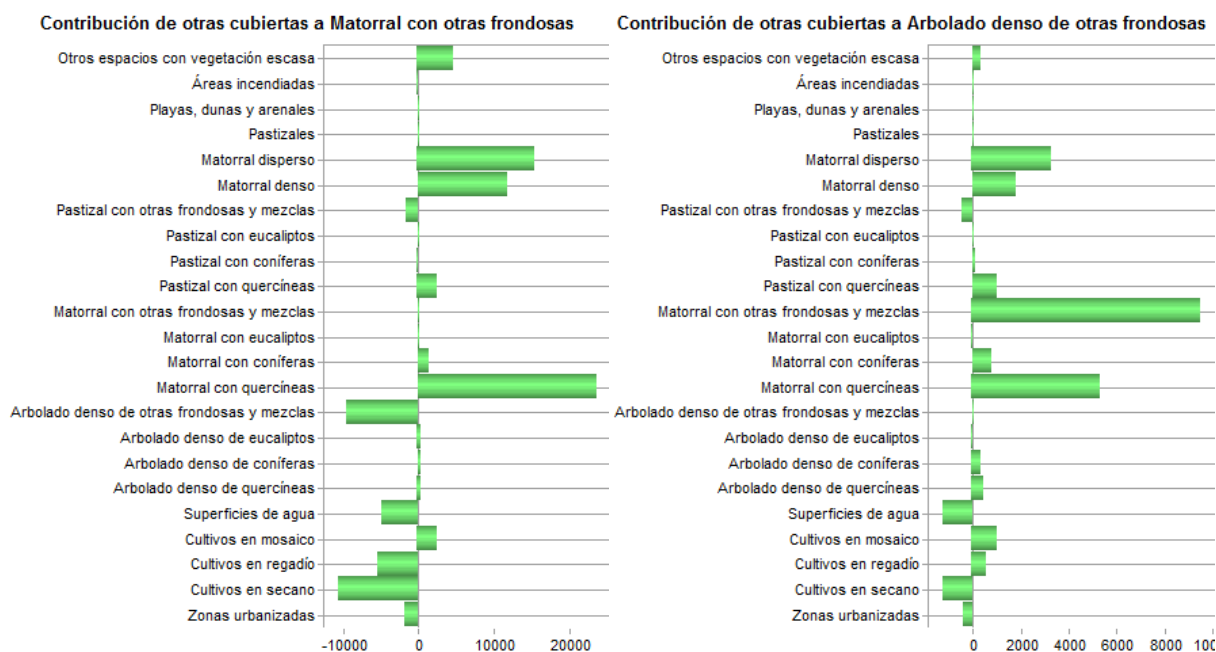


Fuente: Elaboración propia. Unidades en hectáreas.

Las zonas donde las coníferas han permanecido en el mismo lugar desde 1956 hasta 2007, se localizan fundamentalmente en las sierras de Cazorla, Segura y Las Villas, así como en otras sierras elevadas de las provincias orientales, aunque en este caso, son producto de tareas de reforestación llevadas a cabo con anterioridad a 1956. Asimismo, también destaca Sierra Bermeja, Sierra Almirajara y Guájares y una franja paralela al litoral onubense, espacios en que el pinar ha dominado el paisaje en el periodo considerado. El mayor vínculo existente entre las superficies con pinar y los drivers considerados se produce con las pendientes (VC=0,19), asociación que ha aumentado en el periodo de estudio dos décimas, circunstancia que probablemente esté relacionada con que la mayor parte de las superficies reforestadas con coníferas han sido áreas montañosas con fuertes pendientes.

Con otras frondosas y mezclas, el MUCVA25 incluye algunas formaciones muy diversas que en Andalucía están constituidas mayoritariamente por vegetación de ribera, castañares, robledales, etc. (Figura 10). En 2007, las cubiertas representadas por otras frondosas ocupan 390.425 hectáreas, por lo que aumentaron un $\Delta +16,9\%$ ($\Delta +56.450$ has) y, el balance de intercambios con otras cubiertas, evidencia una clara evolución positiva en todos los casos hacia progresión del dosel arbóreo, producto en buena medida por la regeneración natural. Conjuntamente, más de 35.000 hectáreas de pastizales y matorrales evolucionaron hacia formaciones con frondosas y otras mezclas.

Figura 10. Red de intercambios de otras clases con otras frondosas (1956-2007).



Fuente: Elaboración propia. Unidades en hectáreas.

Las formaciones anteriormente dominadas por las mismas especies evolucionaron hacia una mejora del dosel, unas 33.623 hectáreas. Es posible que buena parte del incremento de superficies con otras frondosas se deba a una “sustitución” de estas por superficies donde sólo se registraban quercíneas. Así, más que una sustitución, podría tratarse de la aparición de otras frondosas dentro de formaciones donde anteriormente había quercíneas. En términos de registro cartográfico, esto se traduce en un cambio de la cobertura, si bien realmente estamos ante un proceso de enriquecimiento en biodiversidad de una cobertura preexistente, que en muchos casos se produce en superficies donde comparten espacio quercíneas y otras frondosas. Este fenómeno, que representa unas $\Delta +23.713$ hectáreas sobre antiguas masas de quercíneas, se ha producido de manera muy dispersa en todo el territorio, y también sobre formaciones herbáceas y arbustivas, lo cual sugiere de nuevo que estamos ante un proceso natural acaso inducido por un cambio en el manejo de la dehesa.

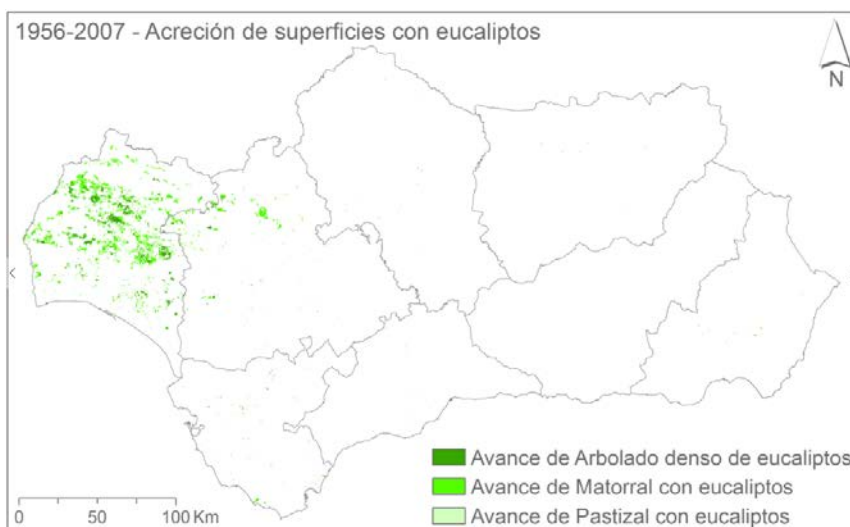
No encontramos ninguna asociación significativa entre los drivers considerados y la distribución de otras frondosas. De entrada, porque “otras frondosas” incluye un conjunto muy variado de géneros, con muy distintos requisitos ecológicos. Por ejemplo, cabría esperar una asociación entre vegetación de ribera y distancia a redes de drenaje, especialmente en cursos de orden 2 y 3 en adelante, también porque estamos trabajando con un píxel de 250 metros; o, entre determinadas formaciones con óptimo en el piso supramediterráneo como robles o arces y la radiación solar o la altitud. Sin embargo, esta señal se pierde porque se incluyen, entre otras, especies muy ubicuistas como el acebuche. Así, la distribución de “otras frondosas” es muy dispersa en el territorio, exhibiendo un componente aleatorio producto de la mixtura.

En Andalucía, los eucaliptos constituyen un género de especies introducido por el hombre con objeto de explotar su madera para la fabricación de celulosa, entre otros usos industriales.

En Andalucía, medran eucaliptos distribuidos a través de una superficie de 124.843 hectáreas. Se trata de masas muy jóvenes y asociadas a explotaciones forestales. Las grandes extensiones de eucaliptos se concentran en la provincia de Huelva. Sólo en la provincia onubense, la superficie de eucaliptos alcanza 105.350 hectáreas, lo que supone que el 84 % de la superficie de eucaliptales andaluces está en esta provincia. El crecimiento de este género ha sido muy importante (Mapa 9). Entre 1956 y 2007, la superficie de masas forestales con eucaliptos aumentó $\Delta +289$ % ($\Delta +92.775$ has respecto a 1956) hasta alcanzar la cifra de 124.843 has, que como decíamos, en su mayor parte están concentradas en la provincia onubense. El grueso de las acreciones se ha producido a costa de matorrales, terrenos donde se proyectaron las principales explotaciones forestales. Sin embargo, la superficie con

eucaliptos en 2007 es menor de lo que fue en la década de los ochenta (Márquez Fernández, 1985).

Mapa 9. Incremento de la superficie con eucaliptos (1956-2007)



Fuente: Elaboración propia.

En las últimas décadas se han llevado a cabo campañas para eliminar su presencia en muchas zonas, especialmente en aquellas de alto valor ecológico, caso de Doñana, un entorno caracterizado por un intenso debate entre conservacionismo y explotación de los recursos naturales (Rubio Recio, 1993).

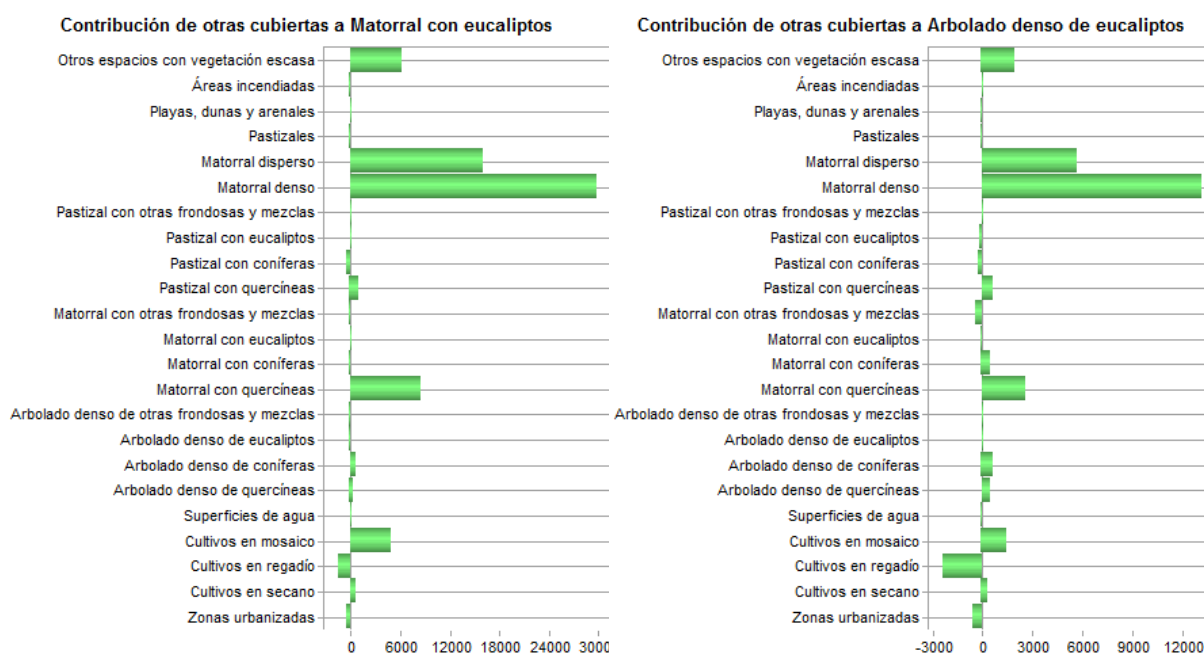
En principio, según la V de Cramer, para el conjunto de la región, los drivers seleccionados no muestran una asociación mínimamente considerable con la distribución de las distintas coberturas de eucaliptos.

En los apartados anteriores hemos comentado cómo el incremento de los espacios arbolados se ha derivado especialmente a costa de formaciones anteriormente dominadas por matorral o herbáceas, que vieron decrecer su superficie en todas las provincias, especialmente en Huelva, Granada, Jaén o Almería.

La mayor parte de los intercambios entre otras cubiertas y eucaliptos (Figura 11) se ha producido a costa de matorrales densos y dispersos, por este orden, en terrenos donde se proyectaron las principales explotaciones forestales. En general, casi todos los intercambios se han dado en una dirección, desde la conversión de otras cubiertas hacia eucaliptales. Las plantaciones de eucaliptos se realizaron principalmente sobre espacios sin cobertura arbórea,

exceptuando algunos espacios adehesados con quercíneas. En efecto, $\Delta + 11.570$ hectáreas de dehesa se transformaron en eucaliptos.

Figura 11. Red de intercambios de otras clases con eucaliptos (1956-2007).

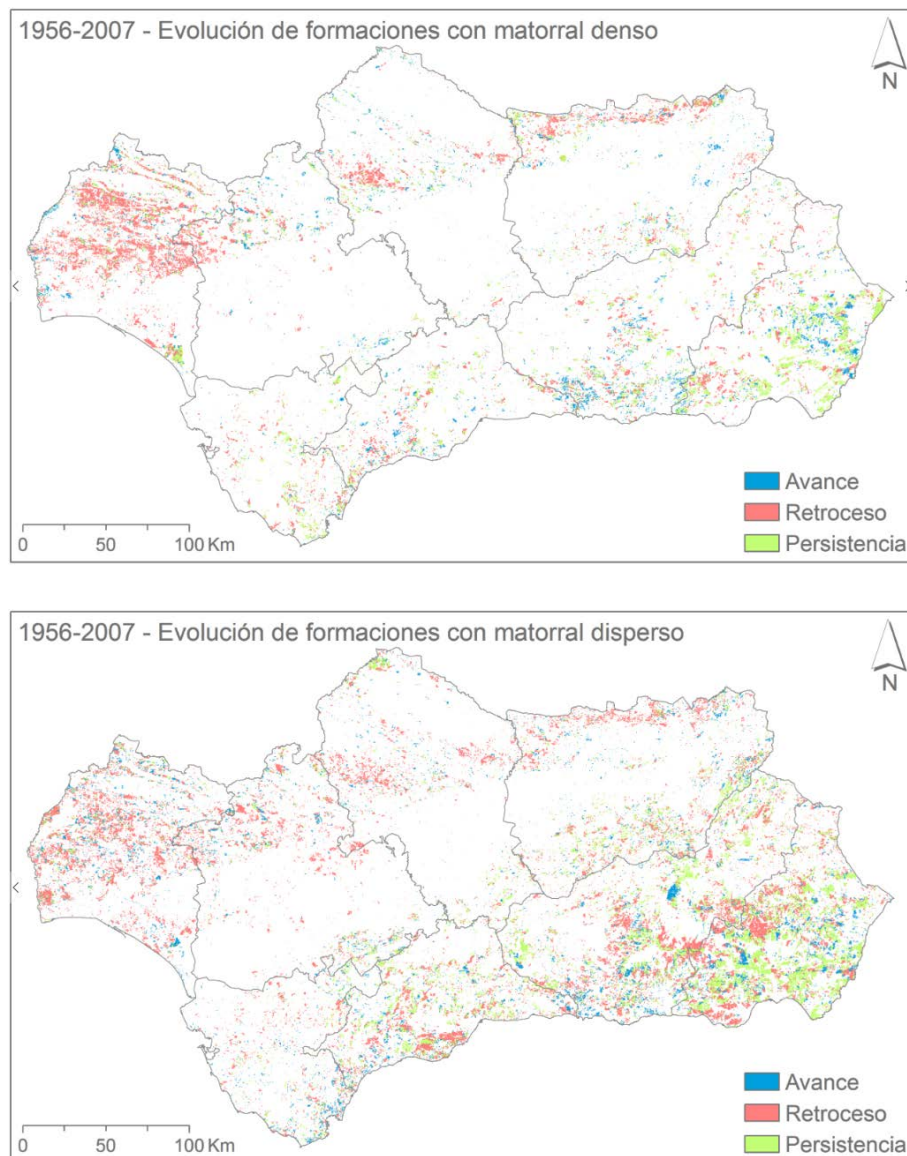


Fuente: Elaboración propia. Unidades en hectáreas.

Acerca de las formaciones vegetales no arboladas, En 2007, Almería es la provincia donde los matorrales y formaciones herbáceas ocupan una mayor extensión con diferencia, 282.275 hectáreas, ello representa el 49,5 % de la superficie forestal en la provincia más árida de la región. Sin embargo, en 1956, y en el extremo opuesto de la misma región, en una zona mucho más húmeda, la provincia de Huelva, se llegaron a alcanzar las 290.087 hectáreas de matorrales y herbáceas. Ello puede plantear el debate sobre si estas formaciones responden más o menos a las condiciones ecológicas del medio o son el resultado de procesos donde la mano del hombre ha tenido un papel relevante en una u otra fase. El Mapa 10 ilustra la evolución de la superficie con matorral. En general, predomina la contracción de las superficies con matorral. Amplias extensiones con matorral denso y disperso se han transformado en otras cubiertas forestales, especialmente en la provincia de Huelva y en el conjunto de Sierra Morena. Por el contrario, se ha producido un aumento de los matorrales en puntos muy dispersos en el territorio andaluz. En muchos casos, esta circunstancia está relacionada con los incendios forestales, como ocurre en sierras de Almirajara, Guájares o Huétor.

Es en la provincia de Almería donde se concentran las superficies con matorral más persistentes en el tiempo y el espacio, un hecho que sí está más relacionado con la aridez del medio almeriense, a diferencia de lo que ocurría con las amplias extensiones de matorral existentes en Huelva en 1956.

Mapa 10. Evolución de la superficie forestal con matorral (1956-2007).



Fuente: Elaboración propia.

Finalmente, comentaremos la evolución de dos espacios incluidos como usos forestales en el MUCVA25, aunque están caracterizados por la ausencia o escasez de vegetación, esto son, los arenales y espacios abiertos.

Los mayores arenales se encuentran en la provincia de Huelva, donde se alcanzan las 3.793 hectáreas y le sigue la provincia de Cádiz con 1.256 hectáreas. Ambas provincias representan el 77,4 % de los arenales andaluces. En general, hemos asistido a un descenso de las playas y arenales; particularmente llamativo es el caso de Málaga, donde se ha pasado de 943,75 a 518,75 hectáreas de playas, como consecuencia del voraz proceso urbanizador de la segunda mitad del siglo XX. En conjunto, se han perdido Δ -1.144 hectáreas de arenales a costa de zonas urbanizadas. También es destacable la pérdida de Δ -1.439 hectáreas de playas y arenales estabilizados bajo formaciones de matorral y coníferas.

Granada es la provincia donde la superficie con espacios abiertos con poca vegetación es mayor, con 148.700 hectáreas, que se reparten principalmente en sus altas serranías y altiplanicies, donde las condiciones climáticas son más extremas. Le sigue Almería con 132.125 hectáreas. En este apartado, Huelva destaca con sus 110.556 hectáreas de espacios abiertos con poca vegetación y es la provincia donde más han aumentado estos espacios, con Δ +39.050 hectáreas respecto a 1956, procedentes en su mayor parte de formaciones arbustivas y herbáceas. Concluyendo, los espacios abiertos con poca vegetación han avanzado en las provincias de Huelva y Cádiz, y se han reducido en las provincias de Sevilla, Córdoba y Jaén. Por su parte, las superficies más persistentes con poca vegetación se encuentran en las altas cumbres de las sierras de Granada, Almería, Jaén y Málaga.

2.4. CONCLUSIONES

Algo más de la mitad de la superficie de Andalucía está ocupada por espacios forestales: bosques, matorrales, pastizales o espacios abiertos improductivos (rocas, arenales, etc.), que se concentran fundamentalmente en los terrenos agrónomicamente improductivos y los espacios montañosos. Estas cifras son relativamente semejantes a las que se dan en el conjunto del país.

Aunque se ha producido un mantenimiento general de la superficie con usos forestales, acaso con una ligera disminución en superficie debido a la urbanización; durante los últimos cincuenta años, destaca especialmente el aumento de la superficie forestal arbolada, un incremento coherente con los datos reportados por el segundo (IFN2) y tercer (IFN3) Inventario Forestal Nacional. En el periodo 1956-2007 Andalucía experimentó un aumento de la superficie arbórea en todos sus niveles de cobertura en detrimento de las formaciones arbustivas y herbáceas.

Las superficies forestales más extensas y estables son las dominadas por quercíneas, aunque con una reducción de la espesura de las masas. Los mayores incrementos se dieron en formaciones dominadas por coníferas, eucaliptos y bosques mixtos, en su mayor parte

producto de las grandes campañas de reforestación llevadas a cabo durante la segunda mitad del siglo XX, aunque también progresaron los procesos de regeneración de las cubiertas vegetales, especialmente en bosques mixtos. Aunque se podría destacar la incidencia de procesos de regeneración o decaimiento forestal, por limitaciones de escala, MUCVA25, en principio (250 m/ píxel), no permite una interpretación detallada acerca de estos procesos en todas las cubiertas forestales.

El análisis de la importancia de las principales variables explicativas, según una primera aproximación basada en la V de Cramer, permitió constatar que la litología guarda una gran relación con la distribución general de los usos forestales, ello refuerza por qué han permanecido estas superficies relegadas a los espacios agrónomicamente menos productivos. A grandes rasgos, la litología se asocia a los usos forestales más por limitaciones hacia las actividades agrícolas que por efectos estrictamente favorecedores. Junto con la litología, también destacaron otros drivers como los gradientes de distancia, a las carreteras principales y núcleos de población, así como las pendientes.

El análisis de cambios basado de mapas de usos y coberturas vegetales ha permitido caracterizar la evolución de la superficie forestal en la Comunidad Autónoma de Andalucía. La metodología es útil para constatar las estadísticas obtenidas a través de los inventarios tradicionales, por lo que supone un método complementario para comparar los resultados obtenidos con otras fuentes. Asimismo, las herramientas de superposición de los Sistemas de Información Geográfica, sirven para analizar la distribución de los procesos de persistencia o cambios producidos dentro de una misma clase o los procesos de transferencia e intercambios producidos entre clases.

Esta metodología permite caracterizar en profundidad los cambios producidos en la ocupación del suelo en un periodo determinado, en este caso, la evolución de la superficie forestal en Andalucía entre 1956 y 2007. Posibilita, además, a modo de síntesis, contrastar nuestros resultados con los obtenidos por otros investigadores que han seguido otras fuentes y métodos de estudio e integrar una visión conjunta.

Consideramos que esta metodología, basada en el estudio de los cambios a través de mapas de ocupación y la documentación dichos cambios complementando los resultados a través de una completa revisión bibliográfica, supone un paso previo indispensable para acometer la modelización predictiva de los cambios de usos y coberturas vegetales con fundamento. En este sentido, es necesario avanzar a través del estudio de los cambios utilizando diferentes estadios intermedios (entre t1 y t2) para caracterizar en profundidad las causas de la evolución de las cubiertas forestales, confirmar o descartar la existencia de

tendencias lineales, valorar la importancia relativa de los drivers en el tiempo e incorporar herramientas más complejas para analizar en profundidad los drivers, sus interacciones y sus efectos en la distribución y evolución de los usos y coberturas vegetales.

2.5. REFERENCIAS

- Araque Jiménez, E. 2015. Medio siglo de grandes incendios forestales en Andalucía (1961-2011). *Mediterrané* 121: 41-52.
- Benabent, M. 1986. Ordenación del territorio, planificación y gestión de las áreas de montaña. *Revista de Estudios Andaluces* 6: 65-74.
- Bermejo Pérez, D., Cáceres Clavero, F., Moreira Madueño, J.M. 2011. *Medio siglo de cambios en la evolución de usos de suelo de Andalucía (1956-2007)*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Brasier, C., Robredo, F., Ferraz, J. 1993. Evidence for Phytophthora-Cinnamomi Involvement in Iberian Oak Decline. *Plant Pathology* 42: 140-145.
- Chuvieco, E. 2008. *Teledetección ambiental*. Ariel, Barcelona.
- Cruz Villalón, J. 1983. Transformaciones recientes en la agricultura andaluza. *Revista de Estudios Andaluces* 1: 69-84.
- Eastman, J.R. 2009. IDRISI Taiga guide to GIS and image processing.
- Eastman, J.R. 2015. TerrSet: Geospatial Monitoring and Modeling Software.
- FAO. 1984. Land, food and population. *Science and Public Policy* 11: 227-239.
- Gámez Navarro, J. 2004. La forestación de tierras agrícolas en la provincia de Granada. Acciones dentro del programa de acompañamiento de la nueva PAC. *Revista de Estudios Andaluces* 25: 95-124.
- García de Cortázar, F., González Vesga, J.M. 1994. *Breve historia de España*. Alianza, Madrid.
- García Dory, Á., Martínez-Vicente, J.S. 1988. *La Ganadería en España*. Alianza, Madrid.
- Gómez Mendoza, J., López Ontiveros, A. 2001. Montes y caza. En Ariel (ed.), *Geografía de España*, pp. 405-422. Barcelona.
- Gómez Mendoza, J., Mata Olmo, R. 2002. Repoblación forestal y territorio (1940-1971). Marco doctrinal y estudio de la Sierra de los Filabres(Almería). *Ería* 58: 129-155.
- Gómez Moreno, M.L. 1989. *La montaña malagueña, estudio ambiental y evolución de su paisaje*. Diputación Provincial de Málaga, Málaga.
- González, R., Álvarez, A. 2004. El Mapa Forestal de España, una obra secular (1868-1966) concluida por Luis Ceballos. *Ería* 64-64: 285-318.
- Di Gregorio, A., Jansen, L.J.M. 2000. *Land Cover Classification System (LCCS): Classification Concepts and User Manual*.

- Gutiérrez-Hernández, Oliver; Senciales-González, J. M.; García, L. V. 2015. Los incendios forestales en Andalucía: investigación exploratoria y modelos explicativos. *Flamma* 6: 144-148.
- Justicia Segovia, A. 1988. *La axarquía malagueña y la costa oriental*. Editorial Arguval, Málaga.
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T. et al. 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11: 261-269.
- Márquez Fernández, D. 1985. Las repoblaciones de eucaliptus y su impacto en la última década 1973-1983. *Revista de estudios andaluces* 5: 135-142.
- Ministerio de Medio Ambiente. 1998. *IFN2 Segundo Inventario Forestal Nacional (1986-1996)*. Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2008. *IFN3 Segundo Inventario Forestal Nacional (1997-2007)*. Secretaría General de Medio Ambiente, Dirección General de la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Molinero Herando, F., Morales Gil, A. 2001. Secanos y regadíos. En *Geografía de España*, pp. 688. Ariel, Barcelona.
- Montoya Oliver, J.M., Mesón García, M.L. 2008. La Seca: El Modelo explicativo global. En *Congreso Nacional de Medioambiente*,
- Moreira Madueño, J.M. 2006. El sistema de información geográfica–ambiental de andalucía. del s. 6: 4-10.
- Moreno Bueno, T. 2008. Breve crónica de un siglo de Catastro en España (1906--2002). *CT Catastro* 63: 31-60.
- Muro Morales, J.I., Urteaga, L., Nadal, F. 2002. La fotogrametría terrestre en españa (1914-1958). *Investigaciones Geográficas* 27: 151-172.
- Naranjo Ramírez, J. 2001. Las estructuras agrarias andaluzas en el tránsito al siglo XXI. *Ería* 54: 95-124.
- Plata, W., Gómez Delgado, M., Bosque Sendra, J. 2009. Cambios de Usos del suelo y expansión urbana en la Comunidad de Madrid (1990-2000). *Scripta Nova* 1-36.
- Pontius, R.G., Shusas, E., McEachern, M. 2004. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 101: 251-268.
- Rediam. 2011. Guía Técnica SIOSE Andalucía 2011.
- Rees, W.G. 2008. Comparing the spatial content of thematic maps. *International Journal of Remote Sensing* 29: 3833-3844.

- Rubio Recio, J. 1993. Doñana y su entorno: conservación y explotación. *Revista de Estudios Andaluces* 19: 53-66.
- Sánchez, M.E., Caetano, P., Ferraz, J., Trapero, a. 2002. *Phytophthora* disease of *Quercus ilex* in south-western Spain. *Forest Pathology* 32: 5-18.
- Silva Pérez, R. 1995. Las acciones forestales en el seno de la PAC: consecuencias para Andalucía del programa de reforestación. *Revista de Estudios Andaluces* 21: 85-104.
- Silva Pérez, R. 2010. La dehesa vista como paisaje cultural. Fisonomías, funcionalidades y dinámicas históricas. *Ería* 82: 143-157.
- Urbietta, I.R., Zavala, M. a., Marañón, T. 2008. Human and non-human determinants of forest composition in southern Spain: Evidence of shifts towards cork oak dominance as a result of management over the past century. *Journal of Biogeography* 35: 1688-1700.
- Valcárcel Sanz, N. 2012. *Cartografía de ocupación del suelo en España. Proyecto SIOSE*. Centro Nacional de Información Geográfica, Madrid.
- Valdés, C., Gil Sánchez, L. 1998. La transformación histórica del paisaje forestal en España. En Ambiente, M. de M. (ed.), *Segundo Inventario Forestal Nacional*, pp. 11-104. Madrid.
- Veldkamp, A., Lambin, E.. 2001. Predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 85: 1-6.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.

Modelos predictivos en Biogeografía

Referencia

Este capítulo se corresponde con el artículo Gutiérrez-Hernández, O., Cámara-Artigas, R., Senciales-González, J.M. y García, L. V., 2018. Modelos predictivos en Biogeografía: aplicación para la modelización de nichos ecológicos en Geografía Física. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 78: 88-126. DOI: <http://dx.doi.org/10.21138/bage.2395>

Indicios de calidad

La Revista Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles es una publicación indexada en la **Web of Science (WOS): Social Science Citation Index (SSCI)**.

Asimismo, Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles es una revista incluida en el Journal Citation Reports (Social Science Edition) y es también evaluada por SCImago Journal & Country Rank, LATINDEX, DICE, CARHUS PLUS +, ERIH PLUS, RESH y MIAR. Además, está indexada en Scopus, GeoRef, ISOC, Dialnet, CrossRef, REDIB, DOAJ, REBIB, EBSCO, CAB ABSTRACTS URBANDISC y SUNCAT.

3.1. INTRODUCCIÓN

3.1.1. El nicho ecológico y la distribución de las especies

Nicho es uno de los conceptos más fecundos y complejos de la ecología. A lo largo de la historia, este término ha estado sujeto a diferentes acepciones y confusiones (McInerny y Etienne, 2012). El denominado “nicho Grinneliano” (Grinnell, 1917) enfatiza la componente ambiental, centrándose en los factores que limitan la distribución de las especies; aquí el nicho se concibe como una característica del medio y no de las especies. En sentido opuesto, el “nicho Eltoniano” (Elton, 1927) propone una visión en la que se destaca el papel activo de los seres vivos en comunidad, relegando los factores ambientales a un segundo plano. Hutchinson (1957) definiría el nicho ecológico como el espacio n dimensional en el que cada dimensión representa la respuesta de un ser vivo a la variación de un determinado factor, siendo, por tanto, el producto de todos los factores que influyen sobre un organismo. Hutchinson (1978) llega a sugerir la idea de que el nicho de una especie puede incluir un rango de condiciones sin correspondencia física en el espacio geográfico.

En el plano de los hechos, nicho y distribución son realidades estrechamente vinculadas (Pulliam, 2000). En un sentido más amplio, biogeográfico, contemplando la distribución de las áreas, los procesos de dispersión, las interacciones bióticas/abióticas y, en conjunto, la historia natural, las especies están presentes de forma sostenida en aquellos espacios en los que las condiciones ambientales son compatibles con su supervivencia y reproducción y que, además, han podido ser colonizados de una manera u otra (Peterson *et al.* 2011).

Atendiendo a la Web of Science (Thomsons Reuters, 2016), el término “modelo de distribución de especies” (en inglés “Species Distribution Models”, SDMs) es el más frecuentemente empleado para definir los modelos empíricos que, en base a la teoría del nicho ecológico, abordan la distribución de organismos o comunidades de seres vivos basándose en la relación entre registros de presencia, abundancia o ausencia y determinadas variables ambientales explicativas. Junto con esta denominación, coexisten otras tales como “modelos de envueltas ambientales”, “modelos predictivos del hábitat”, “modelos de idoneidad del hábitat”, “modelos correlativos” u otra muy fecunda como “modelos de nicho ecológico” (en inglés “Ecological Niche Models”, ENMs). La coexistencia de todas estas definiciones produce cierta confusión terminológica, porque, aunque cada una de las denominaciones no se refiere exactamente a lo mismo, a menudo se emplean como sinónimas, cuando en realidad no lo son. Se da el caso de que la definición más utilizada (SDM) es, en la práctica, la más confusa de todas, dado que en la mayor parte de estos modelos las predicciones se aproximan más a la idea de nicho ecológico y a la distribución potencial (ENM),

que a un auténtico modelo de distribución de las especies, pues se requiere una serie de ajustes para lograrlo (Saupe *et al.* 2012).

La modelización basada en la teoría del nicho ecológico gravita en torno a un supuesto cardinal: la asunción de que cada especie -en tanto persiste- está en equilibrio o pseudoequilibrio con las condiciones ambientales que determinan su existencia a lo largo del tiempo (Austin, 2007). Esto significa que los modelos de nicho ecológico proyectan sus predicciones según una «foto fija»: los requisitos del nicho de cada organismo. Aunque la distribución espacial del nicho de una especie pueda estar sujeta a todo tipo de modificaciones, ocasionadas por cambios climáticos, la acción de agentes bióticos o por actividades humanas, se entiende que el nicho ecológico de un taxón, mientras éste existe como tal, es una cualidad constante en el tiempo. Aunque este aspecto podría suponer una limitación metodológica cuando se pretende proyectar los modelos en el tiempo, hacia el pasado o hacia el futuro, esta es una de las aplicaciones más comunes en macroecología, ya que en la práctica las proyecciones se abordan planteando como hipótesis de partida un rango ecológico específico.

Si bien los modelos predictivos del nicho y la distribución de los seres vivos se nutren de datos ambientales que son capturados y proyectados en el espacio geográfico, necesitamos conceptualizar qué parte del nicho ecológico estamos modelizando realmente (Soberón, 2007). La Figura 1 presenta el Diagrama de BAM (Biotic-Abiotic-Movement), una representación abstracta del espacio geográfico (G) en el que se distinguen tres regiones (Soberón y Townsend Peterson, 2005). «A» es la región donde se dan las condiciones ambientales adecuadas para la supervivencia y reproducción de la especie, lo que se conoce como nicho ecológico fundamental. «B» es la región que entrelaza el ambiente biótico adecuado para la especie, considerando todas las relaciones interespecíficas. Hasta este punto, estaríamos dentro de la visión del nicho multidimensional de Hutchinson, que no contemplaba la dimensión geográfica de la accesibilidad. Es entonces cuando entra en juego el punto de vista biogeográfico de Alfred Wallace con la inclusión de «M», la región que representa aquellos lugares que la especie ha tenido tiempo de ocupar a partir de un momento dado. La superposición de estas regiones abstractas permite hablar de «G₀»: el área ocupada por la especie, esto es, el lugar con las condiciones ambientales y bióticas adecuadas que además ha sido accesible por la especie, que sería el espacio donde confluyen todas las regiones ecológicas descritas anteriormente; y, «G₁»: el área invadible, que es el espacio en el que se dan las condiciones bióticas y abióticas propicias, pero que no está ocupado. En todo lo anterior subyace la idea de que cada punto en el espacio geográfico se corresponde con un único punto en el espacio ecológico de una especie dada, pero cada punto en el espacio

ecológico de la misma especie puede estar representado por más de un punto en el espacio geográfico.

Figura 1. Diagrama de BAM (Biotic-Abiotic-Movement).



Fuente: Elaboración propia. Basado en Soberón y Townsend (2005).

3.1.2. Integración de modelos predictivos en biogeografía

La biogeografía estudia la distribución de los seres vivos en el espacio geográfico a través del tiempo. Se trata de una disciplina con una larga tradición, cuyos antecedentes más directos podríamos entroncarlos junto con los orígenes de la propia geografía moderna (Humboldt, 1805), que eclosionaría al compás de las ideas del evolucionismo (Darwin, 1859; Wallace R., 1876). Académicamente, se fueron diferenciando dos disciplinas, biogeografía y macroecología, a menudo coalescentes, casi fusionadas, aunque cultivadas desde distintas escuelas (Fisher, 2002; Kent, 2005).

En las últimas décadas, el estudio de los patrones de distribución de la biodiversidad ha ocupado, cada vez más, un papel relevante en la Biogeografía. Algunos autores consideran necesario reintroducir los principales temas y métodos de la Macroecología para reconducir el rol de la Biogeografía en el contexto de la Geografía Física (Kent, 2007). Desde la primera edición de uno de los principales manuales de referencia sobre Biogeografía (Lomolino *et al.* 2016), publicada en 1983, se ha venido destacando la importancia del estudio macroecológico de los patrones de distribución, que en los últimos años ha cobrado un nuevo impulso motivado por la revolución GIS.

Una de las primeras revisiones científicas sobre modelos predictivos de vegetación fue publicada a mediados de la década de los noventa, precisamente en *Progress in Physical Geography*, (Franklin, 1995). En España, con un desarrollo más tardío de la Biogeografía (Ferreras Chasco y Fidalgo Hijano, 1991), la comunidad de geógrafos no ha sido muy permeable a la introducción de esta línea de investigación basada en la inferencia estadística (con base ecológica), exceptuando importantes figuras como David Nogués Bravo, quien también relata la misma situación (Nogués Bravo, 2003). Sin embargo, a nivel internacional

estamos ante una corriente metodológica que constituye el principal “*Research fronts*” (*Essential Science Indicators*, 2016) para el ámbito de la ecología y medio ambiente. Dentro de las ramas “*Physical Geography*”, “*Ecology*” o “*Environment*” del “*Science Citation Index*” del “*Journal of Citation Report*”, las principales revistas publican con frecuencia todo tipo de artículos sobre modelos de distribución del nicho ecológico de las especies, trabajos que se encuentran entre los más citados (Barbosa y Schneck, 2015).

Desde el punto de vista operativo, los modelos de nicho ecológico y distribución de las especies analizan las relaciones causales existentes entre registros de presencia, abundancia, riqueza o ausencia de una o varias especies y los factores del nicho / distribución: biofísicos, geográficos, históricos, etc. La componente espacial está presente a través de los SIG, que permiten capturar las localizaciones de las especies o comunidades, superponer los factores ambientales o proyectar las predicciones de los modelos en el espacio y en el tiempo. Finalmente, la cartografía constituye uno de los productos finales de estos modelos. No cabe duda de que la Geografía envuelve todas las fases de la modelización: captura de datos, análisis causal y la predicción espacio-temporal.

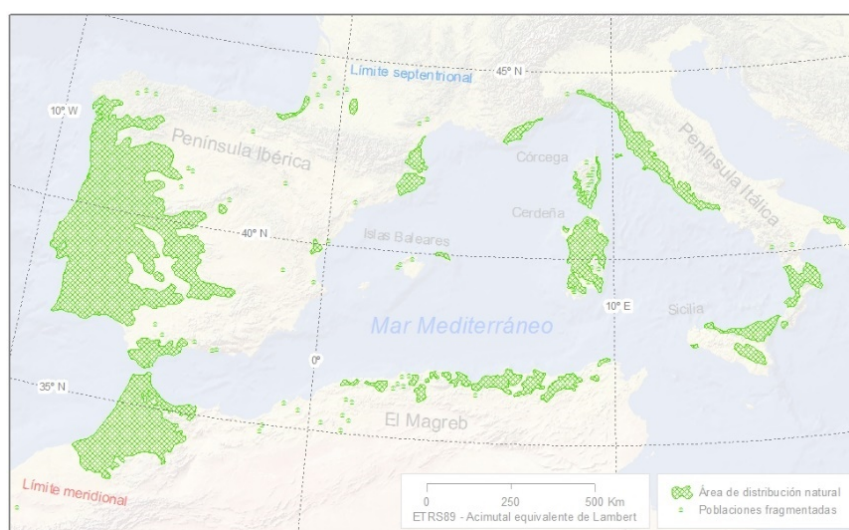
Las aplicaciones de los modelos predictivos en Biogeografía son muchas y variadas: cartografía de vegetación y comunidades (Box, 1981); simulación de migraciones e impactos relacionados con el cambio climático (Guisan y Thuiller, 2005); localización de nuevas poblaciones de especies poco conocidas (Pearson *et al.* 2007); estudio de paleo distribuciones de seres vivos en el pasado (Nogués-Bravo, 2009); modelización de invasiones biológicas y riesgos asociados a las mismas en los ecosistemas y agrosistemas (Gallien *et al.* 2010); diseño de espacios naturales protegidos y la planificación de estrategias de conservación (Tulloch *et al.* 2016); etc. Realmente las posibilidades solo están limitadas por la naturaleza de nuestros datos y aproximaciones conceptuales.

En resumen, por su linaje, entroncado con los orígenes de la Geografía moderna; por sus contenidos, relacionados con la Biogeografía y la Geografía Física; por tratarse de una propuesta innovadora, impulsada por las Tecnologías de la Información Geográfica y la estadística inferencial; por su actualidad, ligada a la importancia del estudio de la biodiversidad, la conservación de la naturaleza y el impacto del cambio global en la distribución de los seres vivos; y, en conjunto, por la gran cantidad de aplicaciones de interés que comportan para los geógrafos en el campo de la investigación, la planificación y la gestión del territorio y el medio ambiente, consideramos que los modelos predictivos del nicho y distribución de las especies -en su acepción más amplia- deben formar parte del núcleo teórico y metodológico de la Biogeografía, como parte de la Geografía Física.

3.1.3. El alcornoque, especie objeto de estudio.

El alcornoque (*Quercus suber* L.) es una especie endémica del Mediterráneo Occidental (Figura 2), que es especialmente abundante en el cuadrante sudoeste de la península Ibérica (Houston Durrant *et al.* 2016), donde ha sido objeto de un aprovechamiento amplio y antiguo de sus productos, especialmente del corcho, por lo que tanto la especie como su área de distribución se hallan fuertemente influenciados por la acción del hombre, que no sólo ha favorecido determinadas poblaciones y eliminado otras tantas, sino que además ha seleccionado individuos y recursos genéticos según los usos y aprovechamientos (Toumi y Lumaret, 1998; Urbieta *et al.* 2008).

Figura 2. Distribución mundial del alcornoque (*Quercus suber* L.).



Fuente: Elaboración propia. Basado en EUFORGEN (European Forest Genetic Resources Programme).

En general, las masas de quercíneas, especialmente *Quercus ilex* y *Quercus suber*, suministran un variado elenco de servicios ecosistémicos que se traducen en grandes beneficios ambientales, sociales y económicos en los espacios rurales (Bugalho *et al.* 2011; Parsons, 1962). La dehesa (y su homólogo portugués, el montado) constituye un sistema agrosilvopastoral, entre lo natural y lo cultural, producto de la actividad humana sobre el bosque originario de encinas y alcornoques, donde los árboles aparecen dispersos dentro de una matriz de pastizal, matorral o cultivos herbáceos (Joffre *et al.* 1999; Silva Pérez, 2010). Según el Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3), la superficie de bosque adehesado en el país alcanza las 2.384.372 hectáreas, cifras similares a las que registra el proyecto sobre ocupación del suelo Corine Land Cover. La dehesa es el pilar fundamental en la economía rural de muchas comarcas extremeñas y andaluzas, como piedra angular de una importante

actividad ganadera, cinegética y forestal. Los alcornoques aparecen como formaciones abiertas en la dehesa, pero también como formaciones boscosas cerradas y suponen otra importante fuente de recursos debido a la importancia económica de la producción del corcho (Carrero Carrero, 2015; Coelho *et al.* 2012). Estos sistemas forestales también representan importantes reservorios para la biodiversidad.

En Andalucía, el alcornoque ocupa una superficie muy importante, que alcanza las 438.000 hectáreas, de las cuales 91.816 constituyen masas puras incluidas como Hábitat de Interés Comunitario 9330 (Díaz Esteban *et al.* 2009). Se trata de una especie poco xerófila, que requiere cierta humedad ambiental, de carácter termófilo y calcífugo, se presenta sobre suelos pobres y áreas con oscilaciones térmicas moderadas (Urbieta *et al.* 2011).

En las últimas décadas, el decaimiento de las masas de *Quercus suber* y *Quercus ilex* se está convirtiendo en un asunto de extremada gravedad (Carrasco, 2009). En estos términos se expresa el Pacto Andaluz por la Dehesa (BOJA, 78/2006), cuando expone “la conservación de las dehesas está hoy día gravemente amenazada por una serie de causas que pueden alterar de modo irreversible el equilibrio de sus recursos y el sistema de explotación”. Ante este panorama que prevé un futuro incierto para el alcornoque en el sur de la península Ibérica, es necesario un estudio exhaustivo sobre del nicho ecológico fundamental esta especie usando modelos predictivos, tanto para conocer el nicho y distribución de la especie en la región como para discutir las posibilidades metodológicas de este enfoque en trabajos de Biogeografía dentro de la Geografía Física.

3.1.4. Objetivos

El presente trabajo tiene un doble objetivo:

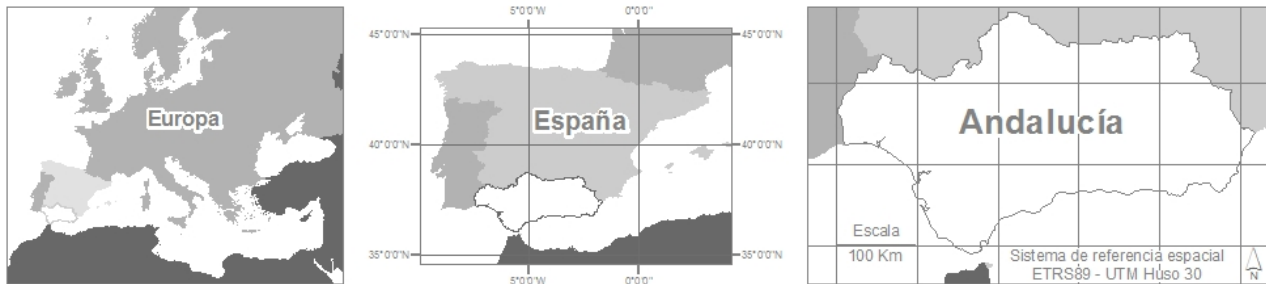
1. Metodológico. Integración de los modelos predictivos de nicho ecológico en Biogeografía.
2. Estudio de caso. Predicción del nicho ecológico fundamental del alcornoque en Andalucía.

3.2. MATERIAL Y MÉTODOS

3.2.1. Área de estudio

El área de estudio abarca el conjunto de la Comunidad Autónoma de Andalucía (Figura 3), una superficie de 87.268 km² en el sur de la península Ibérica, dentro de la región biogeográfica Mediterránea, límite meridional del área de distribución del alcornoque en el continente europeo.

Figura 3. Área de estudio.



Fuente: Elaboración propia. A partir de DERA, Datos Espaciales de Referencia de Andalucía.

Desde el punto de vista biogeográfico, Andalucía está situada en el extremo sur-occidental de la región Mediterránea, en el contexto florístico del Reino Holártico, donde las especies del género *Quercus*, integrantes de la gran familia de las fagáceas, se hallan muy extendidas. Dentro de Andalucía, el alcornoque está presente en casi todas las provincias biogeográficas; muy abundante en las occidentales, especialmente en las provincias Lusitano-Andaluza Litoral y Luso-Extremadurensis; presente con áreas de distribución muy dispersas dentro de la provincia Bética; y escasa, rara o prácticamente extinta en las provincias más orientales.

3.2.2. Estrategia de muestreo

Generalmente, la modelización del nicho ecológico se realiza través de métodos estadísticos no espaciales donde se requiere el cumplimiento del supuesto estadístico de independencia de las observaciones entre los sujetos muestrales (Peterson *et al.* 2011). Pero en realidad, sólo podemos controlar en parte la dependencia propia de los sucesos que ocurren en el espacio geográfico. Por definición, los datos espaciales violan en alguna medida el principio de independencia, de acuerdo con la Ley de Tobler (Tobler, 1970). Los procesos ecológicos suceden en el espacio geográfico y dependen de las distancias, y ello se manifiesta ya en múltiples funciones biológicas (nutrición, reproducción, dispersión, etc.) que proyectan una estructura espacial. Dado que nuestros datos son ecológicos y suceden en el espacio geográfico, diseñamos una estrategia de muestreo para adecuar los datos a la inferencia estadística.

Los registros de presencia son las localizaciones donde consta que la especie está presente. Obtuvimos estos registros a partir del Mapa de Vegetación de Andalucía a Escala de Detalle 1:10.000 (REDIAM) en formato vectorial (polígonos). Rasterizamos los mapas originales y extrajimos una nube de puntos como unidades de observación originales. Redujimos el tamaño de la muestra con una primera selección aleatoria para así disminuir el efecto de la autocorrelación espacial. Debido a que, posteriormente, fijaríamos la resolución de los

predictores (mapas raster) en una malla de 250 m, establecimos un máximo de un punto (presencia/ausencia) dentro de cada píxel (o factor), para evitar los efectos negativos que sobre los procedimientos estadísticos tiene la pseudorreplicación entre variables independientes y variables dependientes (Guisan y Zimmermann, 2000). Seguidamente, fijamos una distancia mínima idéntica para todos los puntos de 2 Km, para reducir los efectos relacionados con la agregación de los puntos (*point clustering*). Finalmente, realizamos una última selección aleatoria sobre los puntos restantes, y establecimos 400 registros de presencia.

Los registros de ausencia son las localizaciones donde consideramos que la especie no está presente. Así como un registro de presencia es un hecho basado en una o varias observaciones; un registro de ausencia tiene una naturaleza más compleja que puede expresar diferentes significados: una ausencia podría estar causada por cuestiones biogeográficas y/o requisitos ambientales, pero también por un deficiente esfuerzo de muestreo (Lobo *et al.* 2010). En nuestro caso, generamos registros de “ausencias ambientales”, asumiendo que la especie ha podido colonizar toda la región, siguiendo los mismos criterios de muestreo descritos anteriormente para las presencias, con algunos matices diferenciales: en lo específico, generamos las ausencias allí donde no se ha documentado presencia de alcornoque y donde, a priori, es poco probable que se desarrolle la especie; pero, establecimos un filtro de 5 Km en torno a las presencias donde fijamos áreas de no muestreo de ausencias, para minimizar el riesgo de falsas ausencias dentro del espectro ambiental de la vecindad de las presencias. Finalmente, también realizamos una selección aleatoria final sobre los puntos que cumplieron todos los requisitos estableciendo 400 registros de ausencia.

De este modo, diseñamos una muestra balanceada con idéntico número de presencias (400) y ausencias (400), contabilizando un total de $n = 800$ puntos o unidades de observación de la variable dependiente (binaria), codificados como “presencia” ($p = 1$) y como ausencia ($p = 0$). Trabajamos una red de puntos lo más representativa y uniforme posible, estableciendo una muestra suficiente para abordar con garantías la inferencia estadística, sin que esta muestra llegara a ser de un tamaño excesivo, con objeto de evidenciar, además, la potencialidad de los modelos para realizar buenas predicciones usando un número limitado de registros y una superficie de muestreo relativamente pequeña.

En nuestro esquema metodológico, los registros de presencia y ausencia componen la variable dependiente (y) que se relaciona con las variables independientes o predictoras (x). Esta relación de $y=f(x)$ es posible efectuarla gracias a una superposición de datos georreferenciados que permite asignar correspondencias. Como en este trabajo empleamos

fuentes cartográficas con distintas escalas de captura, como el mapa de vegetación, de donde obtuvimos las presencias, o el mapa litológico, fundamental dado que las propiedades del sustrato se consideran uno de los principales factores discriminantes en la distribución del alcornoque (Serrasolses *et al.* 2009; Urbietta *et al.* 2011), fue necesario realizar una última corrección basada en un análisis de superposición SIG para armonizar entre sí los datos de vegetación (presencia/ausencia de alcornoque) y de litología. Así, para garantizar una correspondencia posicional coherente entre registros/factores, realizamos una revisión exhaustiva eliminando puntos incongruentes (en relación con los predictores) y sustituyéndolos por nuevos puntos coherentes, manteniendo los criterios del muestreo y el mismo balance de observaciones.

3.2.3. Selección de variables predictoras

Los predictores son las variables ambientales que evaluamos para explicar el nicho ecológico de un organismo. Comúnmente, la selección de las variables ambientales está condicionada por el conocimiento que se tiene de la especie objeto de estudio. Los investigadores seleccionan aquellos factores que, según su criterio, pueden ejercer alguna una influencia explicativa sobre la distribución del organismo. En nuestro caso, la selección se ha realizado a partir del conocimiento del alcornoque y algunos trabajos publicados sobre ecofisiología, ecología y distribución de la especie (Díaz Esteban *et al.* 2009; Houston Durrant *et al.* 2016; Montero González y Cañellas, 2002; Pérez-Latorre, 1996; Serrasolses *et al.* 2009; Urbietta *et al.* 2011). Inicialmente, generamos 18 variables candidatas registradas espacialmente en formato raster a una resolución de 250 m de malla (Tabla 1).

Tabla 1. Variables ambientales iniciales.

Variable	Código	Unidades	Fuente > Procesos
Modelo Digital de Elevaciones (MDT)	elev	Metros, m	IECA / REDIAM
Radiación solar	solar	Nº horas, n	Modelo de radiación
Pendientes	slope	Porcentaje, %	Análisis del terreno
Litología	lito	Clases	IGME geológico
pH	ph	Unid. de pH x10	ISRIC-World Soil Info
Temperatura media anual	tmean_anual	Grado Celsius, C °	Regresión múltiple
Temperatura media del mes más cálido	tmean_warm	Grado Celsius, C °	Regresión múltiple
Temperatura media del mes más frío	tmean_cold	Grado Celsius, C °	Regresión múltiple
Amplitud térmica media	tmean_range	Grado Celsius, C °	Regresión múltiple
Temperatura media de las máximas del mes más cálido	tmax_warm	Grado Celsius, C °	Regresión múltiple
Temperatura media de las mínimas del mes más frío	tmin_cold	Grado Celsius, C °	Regresión múltiple
Amplitud térmica absoluta	tmaxmin_range	Grado Celsius, C °	Regresión múltiple
Precipitación anual	p_tot	Milímetros, mm	Regresión-Kriging
Precipitación en otoño	p_autumn	Milímetros, mm	Regresión-Kriging

Precipitación en invierno	p_winter	Milímetros, mm	Regresión-Kriging
Precipitación en primavera	p_spring	Milímetros, mm	Regresión-Kriging
Precipitación en verano	p_summer	Milímetros, mm	Regresión-Kriging
Evapotranspiración potencial	pet_tot	Milímetros, mm	Regresión-Kriging

Fuente: Elaboración propia.

Algunas variables se obtuvieron directamente a partir de proveedores de datos, caso del modelo digital de elevaciones (IECA – REDIAM), el litológico (IGME) o el mapa de *pH* (ISRIC). Las variables climáticas se generaron a partir de las estaciones meteorológicas de la AEMET mediante modelos estadísticos de Regresión Múltiple (Benito *et al.* 2014) y Regresión-Kriging (Peña-Angulo *et al.* 2016).

Aunque se emplearon todas las variables para abordar un primer análisis causal, con métodos de regresión, para la modelización predictiva, sólo tuvimos en cuenta las variables con mayor capacidad explicativa y, a la vez, menos correlacionadas entre sí. El segundo es un aspecto crucial que no siempre se tiene en cuenta en modelización, y es lo que se conoce como multicolinealidad, hecho que reduce tanto la potencia estadística como la estabilidad de los modelos estadísticos (Graham, 2003).

Para estudiar la multicolinealidad, lejos de automatizar el proceso, nos basamos en una metodología que combina el rigor estadístico y un criterio (dúctil) experto (Benito *et al.* 2016): 1º, realizamos un análisis de correlación entre las variables predictoras y graficamos los resultados en un correlograma, esto nos permitió conocer en qué grado y dirección estaban correlacionadas entre sí; 2º, convertimos los valores de correlación (+/-) en distancias positivas de similitud entre predictores para componer un clúster que clasificara los factores en ramas; 3º, representamos el análisis clúster proyectando un dendrograma con los predictores agrupados en ramas de parentesco y escogimos una variable por cada rama cortada en el umbral de 0,4 de distancia; 4º, realizamos un nuevo filtro estadístico para detectar si cada variable seleccionada en el paso anterior constituía una combinación lineal de otras variables, y, para ello, se calculó el VIF (Variance Inflation Factors) siguiendo un procedimiento secuencial donde excluimos las variables con un VIF superior a 5 (James *et al.* 2013).

3.2.4. Métodos estadísticos y minería de datos

Los modelos lineales se emplean para explicar la relación de una variable respuesta o dependiente en función de una variable explicativa o independiente. En matemáticas se emplea la expresión $y = f(x)$ para expresar la relación de “y” en función de “x” y ajustar la denominada ecuación de regresión:

$$y = \beta_0 + \beta_1 x_i + \varepsilon_i$$

Donde β_0 es el intercepto, o valor de la función cuando $y=0$; β_1 expresa el cambio de la variable y por cada unidad de cambio de cada variable x_i , es decir, proyecta la pendiente de la recta de regresión; y ε_i representa el error. β_0 y β_1 son valores constantes y ε_i es un valor aleatorio ajustado a una distribución normal. La relación no se refiere a una simple correlación, sino que presupone una conexión causal, por lo que es necesario asumir una serie de supuestos:

1. Relación lineal. La respuesta de y en función de x es lineal.
2. Independencia de las observaciones. Los sujetos de la muestra son independientes entre sí.
3. Normalidad. Los errores se distribuyen siguiendo una distribución normal o gaussiana.
4. Homocedasticidad. La varianza es constante, especialmente la de los errores.

Sin embargo, no siempre se cumplen estos supuestos. En los apartados anteriores, describimos una serie de procedimientos para minimizar la dependencia de las observaciones, tanto en los predictores como en los registros de presencia. Por otro lado, otro de los ejemplos en que no se cumple la relación lineal es cuando la variable respuesta es binaria, como es nuestro caso: presencia (1) versus ausencia (0). Por ello, recurrimos a una extensión de los modelos lineales clásicos.

Los Modelos Lineales Generalizados – GLM (Generalized Linear Models) (Nelder y Wedderburn, 1972) permiten trabajar con diferentes distribuciones de la variable dependiente (Poisson, Binomial, Gamma, Exponencial) la cual se relaciona con una combinación lineal de variables independientes a través de una función de vínculo (*link function*) que permite linealizar la relación entre ambas mediante una transformación de la variable respuesta, lo que evita recurrir a transformaciones (e.g. logarítmica, donde $y = \beta_0 + \beta_1 \ln x_i$) que a la postre son difíciles de interpretar. En este sentido, los GLM son una alternativa a la clásica transformación de los datos. En nuestro caso, generamos una curva logística para ajustar la distribución de la variable respuesta. La regresión logística se encuadra dentro de los Modelos Lineales Generalizados. En ocasiones, esperamos respuestas no lineales en la variable dependiente, más allá de la estructura binomial de la distribución de la mencionada variable. En este supuesto, los Modelos Aditivos Generalizados – GAM (Generalized Additive Models) (Hastie y Tibshirani, 1986) permiten modelar directamente respuestas no lineales mediante un suavizado (smoothing) de las variables predictivas. Es un método de regresión no lineal y no paramétrico, porque trabaja con valores suavizados de cada variable que en conjunto pueden adoptar una respuesta no lineal. En otras palabras, es el propio modelo el

que se ajusta empíricamente generando múltiples curvas denominadas “splines”. Tanto los Modelos Lineales Generalizados como los Modelos Aditivos Generalizados se han empleado con éxito para modelizar la distribución de especies (Austin, 2002; Guisan y Edwards, 2002).

Los métodos de regresión se emplearon para buscar las conexiones causales y combinaciones óptimas entre variables, pero también para realizar las predicciones definitivas. Adicionalmente, para contrastar dichas predicciones, utilizamos métodos basados en algoritmos de inteligencia artificial y aprendizaje automático (*Machine Learning*) usando los mismos registros de presencia y las mismas variables predictoras; si bien, en lugar de emplear registros de ausencia, utilizamos el *background*, es decir, una selección aleatoria de datos que permite caracterizar el rango de condiciones del área de estudio. Se trata de una aproximación complementaria que entiende que, esencialmente, registros de presencia y ausencia tienen distinta naturaleza, y no siempre representan una relación de antagonismo debido a que las ausencias, como explicábamos anteriormente, pueden tener distintos significados. Existe un tercer grupo de algoritmos que opera sólo con presencias, estimando envolventes o distancias ecológicas, pero descartamos su aplicación debido a su menor capacidad discriminante para ajustar las predicciones (Elith y Graham, 2009). Esto no significa que estos métodos sean peores, sino menos adecuados para alcanzar los objetivos de este trabajo.

Dentro de la aproximación complementaria para generar las predicciones basadas en presencia versus datos de fondo, utilizamos dos algoritmos diferentes: Maxent (Phillips y Dudi, 2008) y Random Forest (Breiman, 2001). Maxent es uno de los algoritmos más populares en modelización de nichos ecológicos, tanto por los buenos resultados que ofrece, como por la facilidad de uso de su interfaz gráfica más extendida. Como su nombre indica se trata de un algoritmo que maximiza la entropía bajo las restricciones de los factores considerados buscando la distribución más uniforme posible, por lo que resulta especialmente útil cuando se dispone de pocos registros de presencia (Elith *et al.* 2011); si bien, este método también ha sido descrito o re-interpretado como un tipo de regresión logística basada en presencia/pseudo-ausencia que sigue un proceso puntual de Poisson y que, por tanto, no puede determinar probabilidad de presencia (Renner y Warton, 2013). Random Forest es un algoritmo de aprendizaje automático muy potente que puede trabajar con grandes volúmenes de datos, tanto con registros de presencia/background como de presencia/ausencia, a diferencia de Maxent. Se basa en la construcción de múltiples árboles de regresión aleatorios independientes y no correlacionados entre sí, cuyos resultados son promediados, minimizando el ruido en las predicciones.

En los métodos de regresión se utilizaron 400 registros para caracterizar el rango de condiciones de las presencias y 400 registros para hacer lo propio con el rango de condiciones de las ausencias; con esta aproximación complementaria, contrastamos los mismos registros de presencias respecto a 400 puntos aleatorios que describen el rango de condiciones de toda el área de estudio. Para minimizar un posible sesgo muestral, realizamos diez modelos independientes por cada algoritmo (GLM, GAM, Maxent, Random Forest) seleccionando los registros aleatoriamente mediante el procedimiento de remuestreo conocido como Bootstrapping (Efron, 1981), y en cada iteración escogimos un 50 % de los registros para entrenar el modelo y un 50 % para evaluarlo.

Resumiendo, utilizamos los métodos de regresión para estudiar los vínculos causales entre los factores ambientales y los registros de presencia y ausencia de la especie, y ajustar el mejor modelo: basado en la combinación óptima de variables significativas siguiendo el principio de parsimonia (Goloboff, 2003). En este sentido, consideramos tantas relaciones aditivas (expresadas con el operador "+") e interacciones (expresadas con el operador "*") entre variables ($\beta_i X_i$) del modelo. Junto con los métodos de regresión (GLM y GAM) basados en datos de presencia/ ausencia, también incorporamos los métodos de inteligencia artificial (Maxent y Random Forest) aplicados en datos de presencia/background, usando la misma combinación óptima de predictores, para generar las predicciones definitivas (espaciales) sobre la distribución potencial del alcornoque.

3.2.5. Evaluación de modelos

Siguiendo el esquema anterior, abordamos una doble evaluación de los modelos.

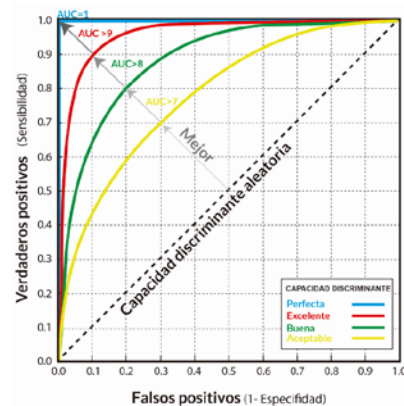
En primer lugar, recurrimos a la inferencia estadística para calibrar los modelos, empleando la significación estadística (p-valores) y los coeficientes de regresión de cada variable explicativa ($\beta_i X_i$) en el marco de los métodos de regresión, así como las principales medidas de tendencia central y dispersión para describir los datos. A continuación, evaluamos la combinación óptima de variables para construir el mejor modelo en función de la máxima devianza explicada (D^2), es decir, la cantidad de varianza explicada por el modelo. Conjuntamente, siguiendo el principio de parsimonia, descartamos los modelos más complejos y escogimos según el criterio de información de Akaike o AIC (Akaike, 1974) el modelo más simple, aquel que tiene un AIC más bajo. Finalmente, examinamos gráficamente la distribución de los errores a través del histograma de los residuos y el gráfico Q-Q. Una buena predicción es aquella que proyecta los errores siguiendo una distribución normal de acuerdo con el Teorema del Límite Central. El mejor modelo estadístico sería aquel que incluyera variables estadísticamente significativas y explicase una mayor cantidad de varianza

con la menor complejidad posible y cuyas predicciones y residuos se ajustaran a una distribución normal.

En segundo lugar, evaluamos la capacidad predictiva de todos los algoritmos a partir del modelo seleccionado en el paso anterior. Los modelos de nicho ecológico proyectan los valores de idoneidad (o probabilidad de presencia) con guarismos que oscilan entre 0 y 1. Un buen modelo debe maximizar el acierto de presencias y el acierto de ausencias. De este modo, podemos encontrar dos fuentes de error fundamentales. Por un lado, que el modelo genere falsos positivos, esto es, valores de presencia fallidos, incurriendo en error de comisión; y, falsos negativos, o sea, valores de ausencia falsos, incurriendo en error de omisión. Esta relación se ilustra en la denominada matriz de confusión, por medio de la cual calculamos la sensibilidad y la especificidad (Fielding y Bell, 1997). A través de estos parámetros trazamos la curva ROC - Receiver Operating Characteristic (Hanley y McNeil, 1982), que es el resultado de representar en el eje Y (1-sensibilidad) y en el eje X (1-especificidad). El resultado es el estadístico AUC - *Area Under the Curve*, es decir, la probabilidad de que, escogiendo aleatoriamente una presencia o una ausencia, el modelo otorgue al positivo un mayor valor. Un valor de 0,5 indica que el modelo no tiene capacidad discriminante. Y un valor de 1 indica que el modelo tiene máxima capacidad discriminante. En general, se asume que un modelo con buena capacidad discriminante tiene un AUC por encima de 0,80, si bien debemos calibrar el verdadero significado de este parámetro, pues también depende de la representatividad del dominio ambiental (Jiménez-Valverde *et al.* 2013). Además, no siempre interesa ponderar equilibradamente sensibilidad y especificidad, no en vano, desde el punto de vista teórico el error de omisión se considera más grave que el error de comisión. La Figura 4 muestra la matriz de confusión y la curva ROC.

Figura 4. Matriz de confusión y curva ROC.

ACIERTOS A = PRESENCIAS ACERTADAS D = AUSENCIAS ACERTADAS		Verdad terreno	
		Presencia	Ausencia
ERRORES B = PRESENCIAS FALLIDAS = ERROR DE COMISIÓN C = AUSENCIAS FALLIDAS = ERROR DE OMISIÓN		Presencia	A
		Ausencia	D
Modelo	Presencia	A	B
	Ausencia	C	D
Sensibilidad = $Se = A/(A+C)$ Especificidad = $Sp = D/(B+D)$		$ROC = y (Se) \sim x (1-Sp)$ $TSS = (Se + Sp) - 1$	



Fuente: Elaboración propia. Basado en Fielding y Bell (1997).

En la práctica, el AUC se ha convertido en un estándar de evaluación de la capacidad discriminante de los modelos y es la métrica discriminante más utilizada. Sin embargo, algunos autores han puesto en duda su uso indiscriminado como estándar por diferentes limitaciones relacionadas con la naturaleza de los datos (presencia/ausencia, presencia/background) y la extensión del área de estudio (Lobo *et al.* 2008). Por ello, decidimos implementar otros estadísticos complementarios. Siguiendo la matriz de confusión, también calculamos el *True Skill Statistic* (TSS = Sensibilidad + Especificidad – 1). Este estadístico es una medida de ajuste similar a *Kappa*, pero mejorada, pues evita el efecto de la prevalencia ($p = A+C/n$, esto es, proporción de presencias en la muestra total), manteniendo sus ventajas para estimar conjuntamente los errores de omisión (B) y comisión (C) (Allouche *et al.* 2006). Además, calculamos el coeficiente de correlación (COR) como medida paramétrica de correlación biserial entre los valores observados frente a los valores predichos (Zheng y Agresti, 2000), la cual aporta un extra de información con respecto al AUC, dado que varía linealmente con el error. Por último, computamos la reducción la devianza como medida de ajuste del modelo en relación con los parámetros del mismo, donde un menor valor indica mayor parsimonia.

Todas las métricas descritas son globales y no espaciales. Por este motivo, a partir de las distintas réplicas de los diferentes modelos, proyectamos la distribución espacial del error ($SE\bar{x}$) en los valores predichos, como una aproximación a la distribución geográfica de la incertidumbre.

3.2.6. Especificaciones técnicas y software empleado

Realizamos el pre-procesado de datos raster con el Sistema de Información Geográfica Grass 7.2. Con este SIG preparamos las variables ambientales codificadas en formato raster a una resolución de 250 m y definimos el sistema de referencia espacial: ETRS89-UTM Huso 30. Dentro del entorno y lenguaje de programación R, importamos los datos espaciales, desarrollamos los análisis estadísticos, los trabajos de modelización, así como la producción gráfica y cartográfica. Como sería muy prolijo citar todos los paquetes (o librerías) utilizados en este sistema, mencionaremos aquellos que han tenido una mayor relevancia. Así, usamos “*dismo*” (Hijmans *et al.* 2011) para el ajuste y evaluación de modelos estadísticos; y, empleamos “*sdm*” (Naimi y Araújo, 2016), para la construcción y ensamblado de los modelos de nicho ecológico proyectados en el espacio geográfico. Esta última librería facilita la construcción de modelos basados en múltiples algoritmos (incluido Maxent) usando los mismos registros, por lo que la evaluación de modelos se hizo incorporando exactamente los mismos datos, hecho que no es posible cuando se aplican diversos algoritmos desde diferentes plataformas informáticas no integradas con distintos datos remuestreados aleatoriamente.

3.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.3.1. Contraste de los registros de presencia / ausencia

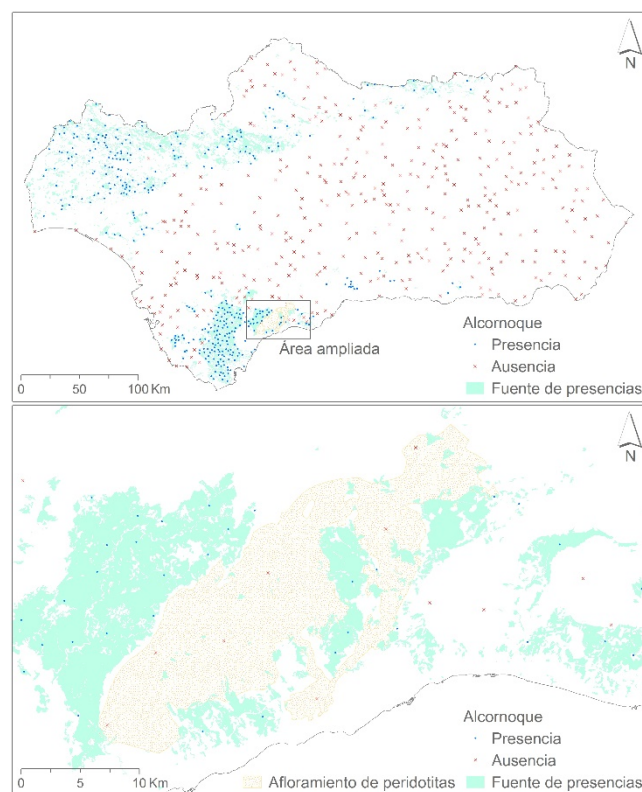
Trabajamos con un total de 800 puntos, entre registros de presencia y ausencia. Dado que dentro de cada píxel se estableció una única unidad de observación, consecuentemente, sólo utilizamos una superficie de muestreo acumulada de 5.000 hectáreas (cada punto computa 6,25 hectáreas): la mitad para entrenar el modelo y la otra mitad para evaluarlo. Por lo tanto, los modelos calcularon la distribución potencial para toda el área de estudio utilizando el 0,05 % de la superficie de la misma, y el 1,14 % del área con respecto a la superficie ocupada por alcornoques o fuente de presencias.

Con el procedimiento de muestreo conseguimos una distribución de los puntos en toda el área de estudio (Figura 5), con los registros de presencias más concentrados que los de ausencia, debido a que empleamos la misma cantidad de puntos para caracterizar presencias y ausencias. Esta densidad espacial variable produjo una mayor autocorrelación en los registros de presencia, algo que es normal en datos ecológicos (Dormann *et al.* 2007). Con el muestreo, redujimos este efecto, especialmente en los registros de ausencias, hecho que logramos porque estas ocuparon toda el área de estudio y así logramos balancear las observaciones considerando que se analizarán con métodos no espaciales. Cabe añadir que, posteriormente, con la aplicación de técnicas de remuestreo aleatorio (bootstrap) en cada una de las 10 iteraciones ejecutadas por cada algoritmo en la fase de construcción de modelos, redujimos aún más el efecto de la autocorrelación espacial al seleccionar un 50 % de los puntos para entrenar el modelo. En el siguiente apartado, evaluamos la efectividad de los pasos llevados a cabo para el control de la normalidad analizando la distribución de los residuos del modelo. Si hubiera falta de normalidad, podría ser por la influencia de la autocorrelación espacial (Naimi *et al.* 2011).

Como resultado de la revisión supervisada de las observaciones basada en la superposición de cartografía y fotointerpretación, corregimos 12 registros de presencia y 49 registros de ausencia. Eliminamos presencias en áreas bien muestreadas y las reubicamos en algunos enclaves representativos y aislados donde tenemos registros actuales de la especie, pero que fueron omitidos por los resultados de la aleatorización. Se trata de poblaciones disjuntas situadas en La Vera de Doñana (Huelva), La Mocheta-El Arahal (Sevilla), Montes de Málaga (Málaga) y Haza del Lino (Granada). Aunque todavía permanecen algunos pies de alcornoques en la sierra de Cabrera (Almería), descartamos ubicar presencia (ni ausencia) alguna para usarla en el modelo, ya que se trata de individuos centenarios y hace mucho que no se produce reclutamiento de nuevas poblaciones.

La corrección de las ausencias fue más laboriosa debido a que estas se distribuyeron por toda el área de estudio, y no fueron suficientes las restricciones establecidas en el muestreo. Quedaron muchos enclaves calizos sin registros de ausencia. El alcornoque no está presente en suelos calizos o dolomíticos, excepto cuando estos, localmente, han sido descarbonatados, como ocurre en arcillas de descalcificación (*terra rossa*) donde sí pueden medrar los alcornoques (Serrasolses *et al.* 2009). Por consiguiente, reubicamos ausencias en zonas calizo-dolomíticas no descarbonatadas. Asimismo, definimos registros de ausencia sobre determinados espacios arenosos en ombrotipos secos sin acceso a un nivel freático cercano. Por último, también asignamos registros de ausencia sobre afloramientos de peridotitas, basándonos en el mapa de vegetación actual y trabajos publicados sobre vegetación en peridotitas (Hidalgo Triana y Pérez-Latorre, 2016). En este sentido, en el libro “*Introducción a la historia natural y a la geografía física de España*” de Guillermo Bowles, se hace referencia explícita a la ausencia de alcornoques sobre peridotitas en sierra Bermeja (Málaga), “*La blanca produce sólo Alcornoques y Encinas, y la roxa (en referencia al color bermejo de las peridotitas meteorizadas) no tiene ninguno de estos árboles y está cubierta de Abetes*” (Bowles, 1782; p 76).

Figura 5. Muestreo general de registros de presencia / ausencia y ejemplo de área revisada.



Fuente: Elaboración propia.

Teóricamente, la aleatorización de los registros sujeta a restricciones espaciales propicia una sistematización del muestreo que prepara los datos para un tratamiento estadístico óptimo (Jiménez-Valverde y Lobo, 2006). El conocimiento de la especie y del área de estudio es fundamental para corregir errores generados por la selección automática. Recomendamos la consulta de la bibliografía y documentos históricos para establecer con mayor fundamento los registros de presencia y ausencia, especialmente los de ausencia, cuya naturaleza es más problemática. En conjunto, un enfoque geográfico con apoyo del SIG contribuye a la mejora en la calidad de los datos, porque es fundamental tener datos representativos para desarrollar buenos modelos (Lobo, 2008).

3.3.2. Variables explicativas del nicho del nicho ecológico fundamental. Autoecología.

El resultado de la exploración estadística y el modelo aditivo generalizado (GAM) aplicado para conocer la importancia de cada variable, mostró que la mayor parte de las variables ejercieron una influencia significativa sobre la distribución de la especie (Tabla 2).

Tabla 2. Regresión.

Variable	Estadísticos descriptivos				Regresión	
	\bar{X}	σ	Min	Máx	β	p-valor
elev	368	243	4	1264	-0.0018	<0.001***
solar	2009	258	737	2431	-0.0002	0.426
slope	15.7	11	0.3	52.2	0.0211	<0.001***
<i>pH</i>	6.5	3.4	5.8	7.7	-0.4238	<0.001***
tmean_anual	16.5	1.1	13	18.3	0.3520	<0.001***
tmean_warm	25.1	1	22	27.4	0.0064	0.890
tmean_cold	9.7	1.6	5.5	12.6	0.4669	<0.001***
tmean_range	15.4	1.9	11	20.5	-0.5188	<0.001***
tmax_warm	32.4	2.4	26	36.4	-0.1055	<0.001***
tmin_cold	5.2	2.1	0.8	9.58	0.5005	<0.001***
tmaxmin_range	27.2	4.1	18	35	-0.2370	<0.001***
p_tot	881	181	573	1395	0.0062	<0.001***
p_autumn	228	40	150	337	0.0281	<0.001***
p_winter	389	101	222	714	0.0136	<0.001***
p_spring	228	43	147	348	0.0190	<0.001***
p_summer	33.9	9.1	17	57.6	-0.0170	0.005**
pet_tot	1279	164	782	1617	-0.0025	<0.001***

Fuente: Elaboración propia.

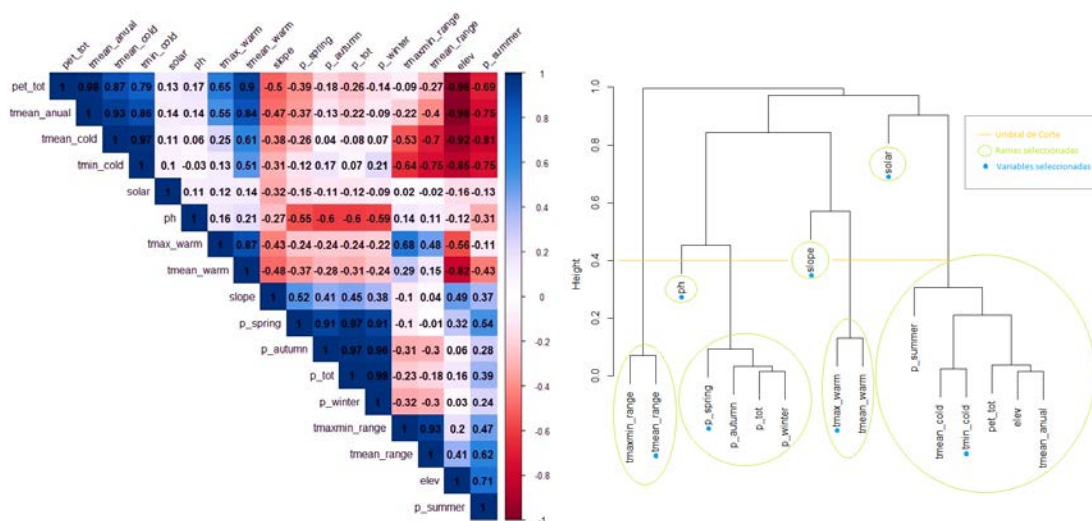
La temperatura media del mes más frío, la amplitud térmica y el *pH* mostraron una gran influencia, demostrando cómo la especie evita los lugares fríos y con grandes amplitudes térmicas y prefiere suelos entre ligeramente ácidos y moderadamente ácidos. Con respecto a las precipitaciones, se podría interpretar que las ausencias del alcornoque responden a

ambientes áridos, y la presencia ocurre dentro de ambientes subhúmedos a húmedos, con un gran espectro de indefinición en los ambientes secos, donde los requisitos de agua interactúan con factores favorecedores o limitantes; también se advierte cómo la especie no está bien representada en zonas hiperhúmedas, que suelen coincidir con las áreas montañosas más elevadas, dado que la ocurrencia de la especie es escasa por encima de los 1.000 m en estas latitudes. Resultados similares han sido encontrados en publicaciones recientes (López-Tirado y Hidalgo, 2016). Sin embargo, hemos de interpretar el análisis de los factores sobre el control de la distribución de la especie en el marco de una escala regional de trabajo a una resolución de 250 m. Localmente, algunos factores pueden tener una mayor influencia, operar en sentido inverso o interactuar con otros, pero ya no para caracterizar el nicho fundamental de la especie en sí, sino la presencia, diversidad, abundancia o ausencia de determinadas poblaciones.

3.3.3. Selección de los predictores y determinación de los parámetros del modelo general

En principio, detectamos una correlación elevada entre las variables relacionadas con las elevaciones y temperaturas. En efecto, en relación con el gradiente término, la elevación tuvo una correlación muy alta con la temperatura media de las mínimas invernales, y moderada-alta con la temperatura media de las máximas veraniegas y la amplitud térmica. La correlación fue más elevada entre la amplitud térmica y la temperatura media de las máximas veraniegas. El resto de variables mostraron una correlación muy baja. Los resultados se ilustran en la Figura 6.

Figura 6. Matriz de correlación y dendrograma de factores.



Fuente: Elaboración propia.

El análisis clúster, representado como un dendrograma (Figura 6), confirmó el alto grado de asociación entre la temperatura media de las mínimas invernales y la altitud, y entre la amplitud térmica y la temperatura media de las máximas, conformando dos familias de predictores emparentados. Entre estos predictores similares, escogimos “tmin_cold” y “tmax_warm”, “tmean_range” y “p_spring”, debido a que son las variables que menos correlación muestran entre las variables correlacionadas entre sí, y porque forman parte de dos ramas diferentes, aunque relativamente próximas de la familia de predictores. Y aunque algo correlacionado con la precipitación, también escogimos el “pH”. El resto de predictores no correlacionados se situaron en ramas con una gran distancia de similaridad. Finalmente, para disipar todo indicio de multicolinealidad que, como indicábamos en el apartado de metodología, también podría estar provocada porque una variable fuera una combinación lineal de varias variables, calculamos el VIF para las variables seleccionadas en el paso anterior (Tabla 3).

Tabla 3. Análisis VIF de factores y selección de variables definitivas.

Variable	VIF	Diagnóstico
pH	1,42	Variable significativa sin colinealidad / Seleccionada
solar	1,12	No tiene colinealidad, pero no es significativa / Excluida
slope	1,12	No tiene colinealidad, pero no es significativa / Excluida
tmean_range	10,3	Problemas de multicolinealidad / Excluida
tmax_warm	1,25	Variable significativa sin colinealidad / Seleccionada
tmin_cold	1,14	Variable significativa sin colinealidad / Seleccionada
p_spring	1,84	Variable significativa sin colinealidad / Seleccionada

Fuente: Elaboración propia.

Los valores de VIF sólo detectaron multicolinealidad en “tmean_range”. Excluida esta variable, usamos todas las demás variables no correlacionadas para construir los modelos candidatos. Se trata de que cada variable no correlacionada muestre una faceta diferente (mínimamente redundante) en relación con la respuesta de la variable respuesta.

En el siguiente paso, desarrollamos diferentes Modelos Aditivos Generalizados (GAM) usando todas las variables sin problemas de multicolinealidad para seleccionar el mejor modelo, y explicitamos, además, distintas relaciones entre factores. Añadimos una variable categórica, la litología, para ofrecer información agregada sobre el sustrato más allá del factor pH, que en realidad es una variable en parte relacionada con las precipitaciones y la vegetación, junto con la existencia de determinadas clases litológicas. Los resultados (Tabla 4) mostraron cómo el mejor modelo es al mismo tiempo el más simple. El modelo “gam5” explicó

el 79 % de la varianza con el AIC más bajo, usando cinco variables donde mediaron dos interacciones.

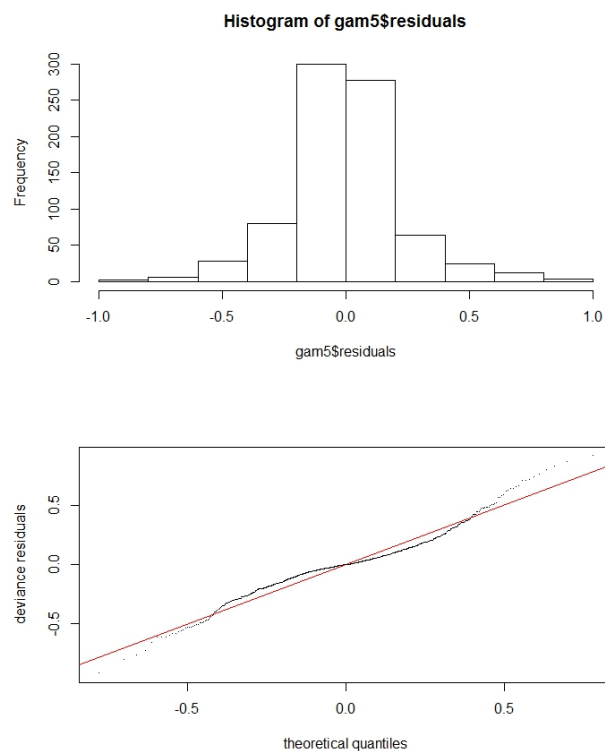
Tabla 4. Modelos de regresión (gam).

Modelos Aditivos Generalizados (GAMs)	D ² explicada	AIC
gam1 = qsuber ~ p_spring+tmax_warm+tmin_cold+ph+factor(lito)+solar+slope	73,1	202
gam2 = qsuber ~ p_spring+tmax_warm+tmin_cold+ph+factor(lito)	73	201
gam3 = qsuber ~ p_spring*tmax_warm+tmin_cold+ph+factor(lito)	73,7	183
gam4 = qsuber ~ p_spring+tmax_warm+tmin_cold+ph*factor(lito)	78,6	86
gam5 = qsuber ~ p_spring*tmax_warm+tmin_cold+ph*factor(lito)	79	74

Fuente: Elaboración propia. Nota: las interacciones del modelo se expresan con el operador (*)

Por último, la distribución de los errores del mejor modelo se ajustó a la normalidad, como se aprecia en el histograma de residuos y el Gráfico QQ (Figura 7). Por tanto, empleamos el mejor modelo general para ejecutarlo con todos los algoritmos: GLM, GAM, Maxent y Random Forest.

Figura 7. Distribución de los residuos del modelo. Histograma y qqplot.



Fuente: Elaboración propia.

3.3.4. Capacidad discriminante de los modelos finales

Todos los algoritmos ofrecieron una buena capacidad discriminante (Tabla 5). Según el AUC, obtuvimos modelos excelentes, con escasas diferencias entre sí. En conjunto, los mejores resultados se obtuvieron con GAM y Random Forest, y los peores resultados con Maxent, un algoritmo que suele destacar sobre el resto cuando el muestreo es incompleto y sesgado, no como el nuestro, que es sistemático y exhaustivo. Pero el AUC es realmente informativo con ausencias reales y se considera inadecuado cuando el objetivo no es el nicho realizado (Jiménez-Valverde, 2012). Cuando ejecutamos los algoritmos en las distintas iteraciones, como también se aprecia en el dibujo de la curva ROC (Figura 8) con los trazos (en azul) de cada réplica, se proyecta un intervalo de confianza muy ajustado al promedio. En este sentido, la replicación apenas alteró la capacidad discriminante de los modelos según las otras métricas empleadas, algo más en Random Forest según COR y TSS. Por tanto, estos resultados apoyan el acierto de la estrategia de muestreo y selección de las variables predictoras. Los coeficientes de correlación obtenidos por los mejores modelos fueron altos (>0,8), rozando la correlación muy alta con GAM y Random Forest. Los resultados obtenidos con el TSS siguieron el mismo patrón. En contraste con los valores de AUC, que fueron excelentes en todos los algoritmos, se obtuvieron valores proporcionalmente peores de COR y TSS con Maxent. Finalmente, los modelos con la devianza más reducida fueron los ejecutados con Random Forest y GLM.

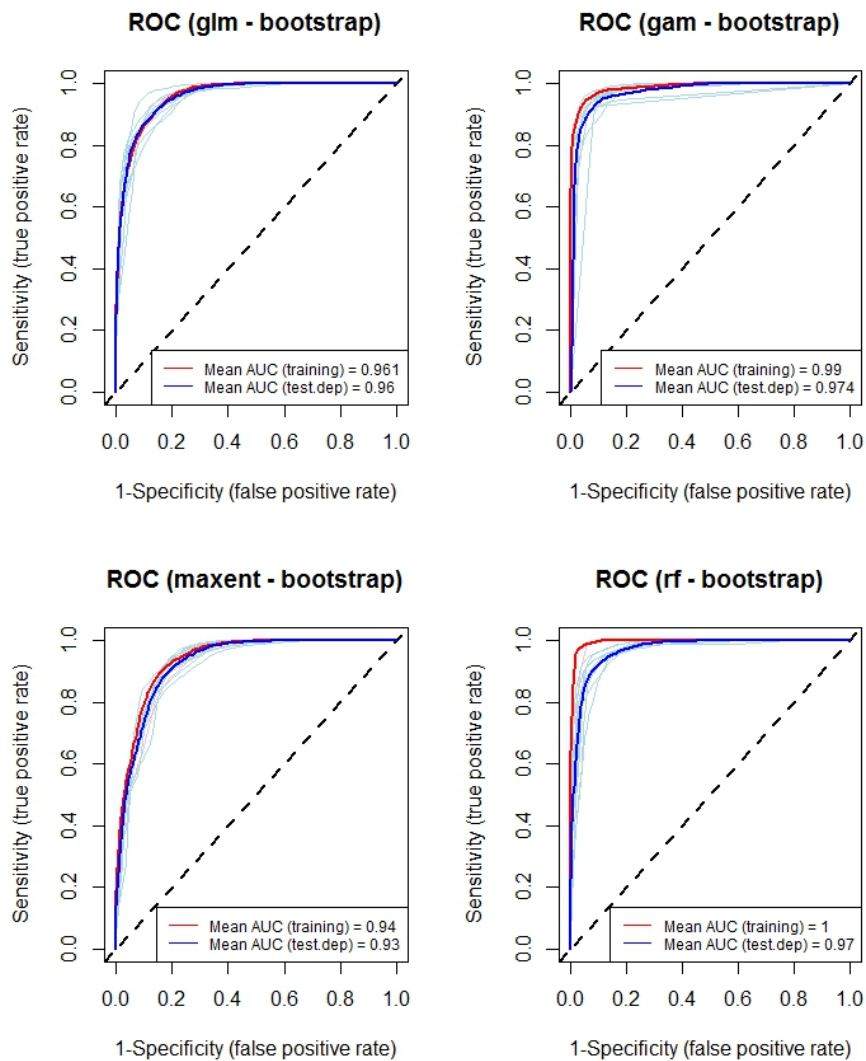
Tabla 5. Métricas de evaluación de modelos.

Modelo	M1	M2	M3	M1	M2	M3	M1	M2	M3	M1	M2	M3	
Algoritmo / Parámetro	AUC	AUC	AUC	COR	COR	COR	TSS	TSS	TSS	D	D	D	
GLM	0,96	0,95	0,96	0,82	0,80	0,83	0,77	0,75	0,80	0,52	0,58	0,51	
GAM	0,99	0,96	0,97	0,90	0,83	0,89	0,88	0,81	0,88	0,31	0,67	1,07	
Maxent	0,93	0,93	0,93	0,76	0,74	0,76	0,74	0,74	0,74	0,91	0,93	0,93	
Random Forest	1	0,94	0,97	0,95	0,79	0,86	0,99	0,74	0,86	0,27	0,64	0,48	
	\bar{x}	0,97	0,95	0,96	0,86	0,79	0,84	0,85	0,76	0,82	0,50	0,70	0,75
	σ	0,03	0,01	0,02	0,08	0,04	0,06	0,11	0,03	0,06	0,29	0,15	0,30

Nota: M1: modelo evaluado con datos de entrenamiento, sin particiones; M2: modelo evaluado con una partición, 50 % datos de entrenamiento y 50 % datos para evaluación; M3: promediado de 10 modelos evaluados con particiones, 50 % datos de entrenamiento y 50 % datos para evaluación, en cada iteración se extrajeron los datos aleatoriamente (bootstrap).

Fuente: Elaboración propia.

Figura 8. Curva ROC de los modelos.



Fuente: Elaboración propia.

En este punto, hemos de llamar la atención sobre el término validación. A menudo se emplea con un uso que no es el estrictamente correcto, porque es imposible validar integralmente el modelo numérico de un sistema natural (Oreskes *et al.* 1994). Los modelos son siempre aproximaciones y su valor es eminentemente heurístico. Siguiendo a Oreskes (2010), nosotros abogamos por el uso de la expresión “evaluación de modelos”, porque, a diferencia de la lógica del lenguaje implícita en el concepto de validación, que cierra el debate en torno a la incertidumbre, la discusión científica debe estar abierta hacia el campo de la medición y predicción sistemática del error (Oreskes, 2010).

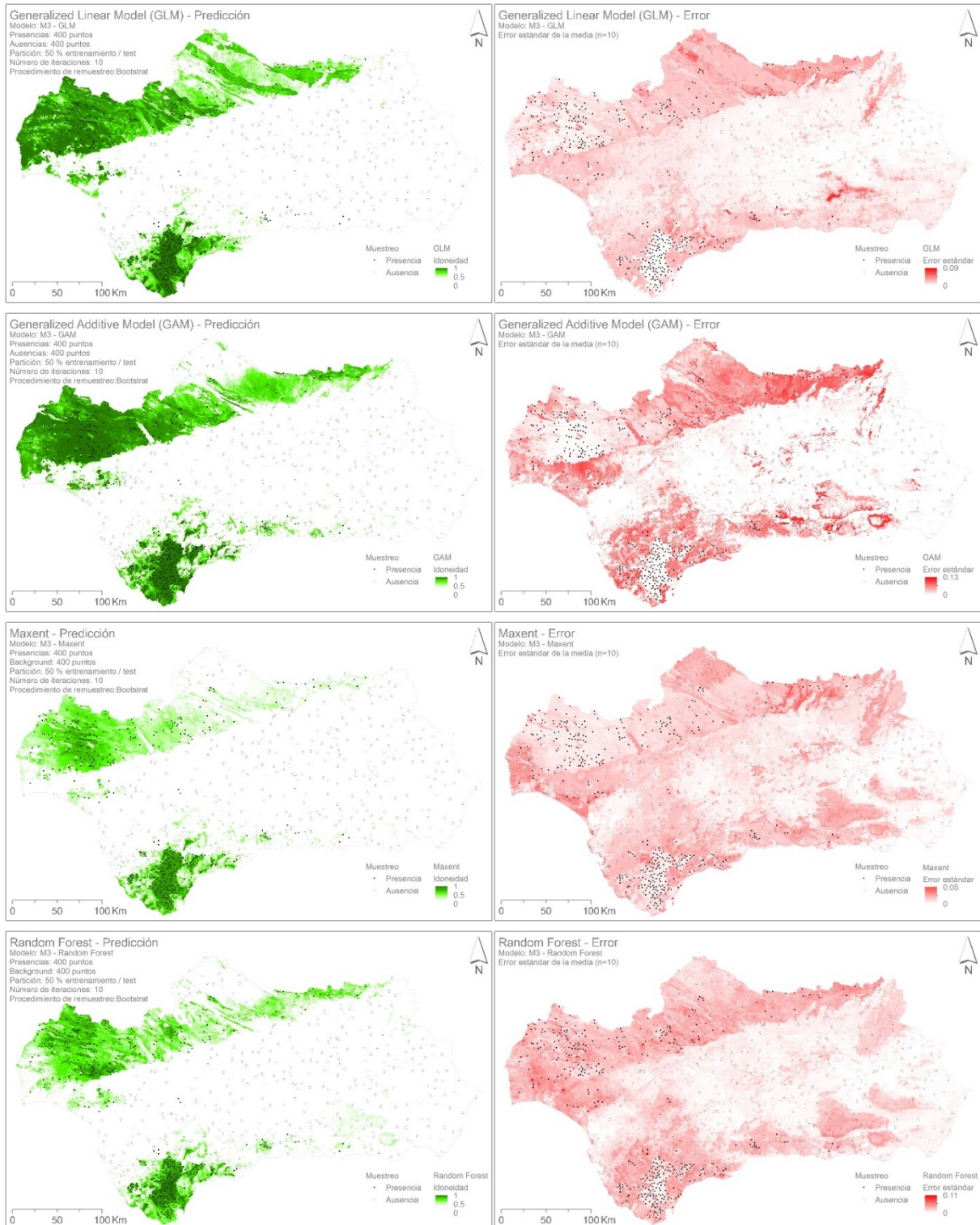
3.3.5. Cartografías de distribución potencial

En el presente trabajo, las predicciones que incluyen los mapas representan la distribución potencial del alcornoque en términos de idoneidad (suitability), parámetro que expresa el grado en que cada localización (píxel) es más (1) o menos (0) idónea para la especie desde el punto de vista de su nicho ecológico fundamental. Es importante aclarar este aspecto porque en muchas publicaciones las predicciones se refieren a erróneamente a “probabilidad de presencia” de la especie objeto de estudio.

Realmente, las predicciones que no analizan registros con ausencias reales, no informan *sensu stricto* sobre probabilidad de presencia. No es posible predecir dicha probabilidad sin conocer la prevalencia de la especie. A decir verdad, cuando hablamos de probabilidad, hemos de hacerlo siempre en términos de aproximación, porque no controlamos todos los parámetros que la determinan. Y toda buena aproximación debe partir de un muestreo sistemático y balanceado, si es posible con ausencias fiables, puesto que tanto un muestreo sesgado como una mala calidad de los datos de ausencia -ya de por sí problemáticos-, nos alejarían de la idea de probabilidad de presencia (Lobo *et al.* 2010). Aunque preferimos usar el término “idoneidad” en los mapas, optimizamos el muestreo para que este parámetro se acercara lo más posible a la idea de probabilidad de presencia.

La Figura 9 muestra la predicción espacial proyectada por cada algoritmo aplicado, tras promediar el resultado de diez iteraciones basadas en el remuestreo aleatorio de los datos (bootstrap), así como la distribución espacial del error estándar de la media de cada predicción.

Figura 9. Modelos de Distribución potencial del alcornoque. predicción y error.



Fuente: Elaboración propia.

En este apartado, razonaremos acerca del modo en que se ha proyectado la distribución de acuerdo con la naturaleza de los datos y los algoritmos empleados. Seguidamente, discutiremos acerca de los matices encontrados en nuestras predicciones y también por las realizadas por otros autores sobre la misma especie, el alcornoque. Finalmente, nos centraremos en la explicación de la distribución del nicho ecológico fundamental del alcornoque en Andalucía, en contraste con el nicho realizado.

Al analizar las predicciones en función de los datos y métodos empleados, detectamos –en primer lugar- una sobre predicción del área de distribución potencial de la especie cuando se utilizaron métodos de regresión basados en presencia/ausencia con respecto a los métodos de aprendizaje automático basados en presencia/background. Por el contrario, los métodos basados en presencia/background y, en especial, Maxent, infraestimaron tanto la distribución del nicho como los valores máximos de idoneidad en el núcleo de las principales poblaciones de *Quercus suber* existentes en la región. Este efecto ha sido detectado también por otros autores (Royle *et al.* 2012). GLM incurrió en más errores de comisión, influenciado por la escasez de registros de ausencia en determinadas clases de la única variable categórica utilizada, la litología, por lo que el desempeño de su predicción espacial resultó menos coherente con el conocimiento que se tiene sobre la distribución real de la especie. GAM y Random Forest mejoraron la predicción espacial, reduciendo los falsos positivos y ajustándose más a los cambios. Esto es así porque ambos algoritmos están diseñados para adaptarse empíricamente a los patrones observados, mientras que GLM es obsecuente respecto a la manera en que el usuario determina la función de vínculo y el polinomio asociado. En la depresión del Guadalquivir, casi todos los modelos -excepto Random Forest- incurrieron en un error de omisión, al no detectar potencialidad en el pequeño enclave de La Mocheta-El Arahál (Sevilla). Por el contrario, en el suroeste de la provincia de Huelva, entre las comarcas de la Costa Occidental y Andévalo, los modelos basados en presencia y ausencia, proyectaron más áreas favorables que los basados en presencia/background -en los que aparecen más reducidas y fragmentadas-, incurriendo en notables errores de comisión, alguno de los cuales merece la pena detallar a continuación.

López-Tirado e Hidalgo (2016), trabajaron con registros de presencia y ausencia aplicando un modelo de regresión logística. Sus resultados proyectaron una elevada idoneidad para la especie en amplias zonas del manto eólico de Doñana (Huelva) y Sierra Bermeja (Málaga). Pero, con respecto al entorno de Doñana, el alcornoque no suele prosperar en zonas donde se produce un prolongado periodo de encharcamiento, pero tampoco en zonas secas y arenosas en las que el nivel freático está muy alejado de la superficie. Y en el caso de Sierra Bermeja, donde los autores también proyectaron amplias áreas favorables para la especie debido al uso como predictor del *pH*, el alcornoque sólo aparece en los sustratos ácidos

situados en el perímetro de la aureola de metamorfismo del núcleo peridotítico, y dentro de éste, sólo en enclaves muy puntuales por la concurrencia de la presencia materiales de arrastre o la acción de procesos geomorfoedáficos. Estimamos que este error de comisión se produce porque los autores únicamente consideraron el *pH* como factor de control edáfico, pero no contemplaron el efecto general de la litología como variable categórica, que en el caso de Sierra Bermeja incluye un factor de fitotoxicidad que es incompatible con la supervivencia del alcornoque. Por el contrario, en nuestros modelos introdujimos una interacción entre las variables *pH* (continua) y litología (categórica), lo que mejoró la calidad y coherencia de las predicciones. No obstante, en nuestro caso, también se aprecia una tendencia hacia el error de comisión en Sierra Bermeja dentro del modelo GLM (que es una regresión logística). Esto se explica porque se ha usado un número muy reducido de ausencias dentro de las peridotitas y porque el resto de factores empleados determinaban una alta idoneidad para la especie en esta extensa sierra malagueña. En estos casos, no recomendamos producir un desajuste del muestreo localmente (e.g. agregando más ausencias en Sierra Bermeja), sino considerar el uso de máscaras en el post-proceso del modelo.

Más allá de la interpretación de las métricas globales, es importante hacer una lectura correcta de los mapas para descubrir posibles incongruencias geográficas en las predicciones. Aquí empleamos el término geográfico en una acepción más amplia que el sentido meramente espacial, como producto de la integración de factores que proyectan una distribución espacial. Y en este sentido, hemos de abordar conjuntamente predicción y error. Con respecto a los errores, en general, los mapas mostraron un error promedio muy bajo ($SE\bar{x} = 0,01$), con valores más elevados ($SE\bar{x} > 0,10$) en las zonas con menor idoneidad para la especie. Los modelos de regresión basados en presencia/ausencia minimizaron el error en la envolvente de los registros de presencia y en los espacios más áridos y continentalizados. Debemos considerar que tanto la predicción como el error están influenciados por la forma en que cada algoritmo interacciona con las variables, pero también por el error heredado de los registros de presencia/ausencia y los predictores. En nuestro caso, empleamos predictores procedentes de muy diversas escalas de captura (aunque homogeneizáramos a una malla de 250 m) y diferentes metodologías. En este sentido, es fundamental una aproximación interdisciplinar para lograr un desarrollo óptimo de estos modelos. Se requieren inventarios sistemáticos de flora y fauna para contar con buenos datos de presencias y ausencias. También se requiere un conocimiento de las bases ecofisiológicas (derivadas de estudios experimentales y observacionales) para fundamentar nuestras hipótesis sobre los factores que controlan el nichos y la distribución (Mod *et al.* 2016).

A grandes rasgos, encontramos las áreas más idóneas para *Quercus suber* entre el parque natural de Los Alcornocales (Cádiz-Málaga) y el valle del Genal (Málaga). Se trata de un espacio donde los alcornoques forman masas boscosas muy espesas, territorios donde, además, la especie ha tenido un intenso aprovechamiento derivado de uno de sus principales productos: el corcho. El hombre ha favorecido la densidad del bosque en los enclaves donde la especie encuentra las mejores condiciones para producir biomasa, y ello ocurre en las áreas más lluviosas y templadas. Por ello, debe interpretarse la presencia y distribución del alcornoque en estas zonas como un requerimiento ecológico, aunque su abundancia está muy condicionada por el manejo del hombre, el cual ha encontrado en estas áreas las condiciones bioclimáticas idóneas para incrementar la densidad de las masas, en aras de una mayor productividad.

Otros espacios en los que el alcornoque encuentra condiciones ambientales idóneas son las sierras situadas al norte de la provincia Huelva, particularmente en el Parque Natural de la Sierra de Aracena y Picos de Aroche. Se trata de una zona con unas características parecidas a las que encontramos en Los Alcornocales, también lluviosa, pero con una mayor continentalidad según avanzamos hacia el norte. Esta continentalidad se hace extrema hacia el norte y este de la distribución de la especie en la región, por lo que el alcornoque aparece formando nichos ecológicos de pertinencia borrosa, ya que se encuentra con zonas más o menos favorables donde la competencia con la encina produce un avance de esta última con respecto al alcornoque. Nuevamente, si analizáramos la distribución real de la especie, estaríamos también ante una respuesta dual, ecológica y antrópica, pues en estas áreas no tan favorables para el alcornoque como las anteriormente mencionadas, el hombre ha favorecido a la encina (por la calidad de su bellota) en un contexto geográfico e histórico donde siguen primando las actividades ganaderas y cinegéticas.

También encontramos una importante área favorable en la comarca malagueña de la Axarquía donde la especie está reducida a pequeños bosquetes e individuos aislados debido a que este ha sido un territorio cultivado históricamente con olivos, vides y almendros. El modelo, que dispuso de pocos registros de presencia para esta zona, proyectó un área favorable para el establecimiento de la especie que podría recomendar una reintroducción del alcornoque en la zona. Hacia el extremo oriental de la región, hallamos valores de idoneidad para el alcornoque muy bajos, si bien los modelos también detectaron pequeños reductos con una favorabilidad media-baja en algunas sierras litorales granadinas y almerienses, especialmente en Lújar (donde persiste una población) y Gádor.

La distribución del nicho ecológico fundamental del alcornoque, como es normal en entornos humanizados, es mayor que la distribución actual de la especie, si bien, a diferencia

de otras especies del género *Quercus*, como la encina, el nicho ecológico del alcornoque está mejor representado por su distribución actual en la Comunidad Autónoma de Andalucía. Esta circunstancia se debe a que la alcornoque medra en suelos muy pobres, que suelen ser los que no han sido convertidos históricamente por las actividades agrarias. La litología es un factor de capital importancia en la separación entre los usos del suelo agrarios y forestales (Gutiérrez-Hernández *et al.* 2016). En conjunto, es la combinación de factores bioclimáticos y litológicos la que explica la proyección espacial del nicho ecológico fundamental del alcornoque. Y estos factores, junto con la intervención de las actividades antrópicas (Urbieta *et al.* 2008) y otras interacciones bióticas (Ibáñez *et al.* 2014), en las que no hemos profundizado, determinan por qué el nicho ecológico fundamental coincide en buena medida con la distribución actual (nicho realizado) de los alcornoques andaluces.

3.4. CONCLUSIONES

En este trabajo, hemos modelizado el nicho ecológico fundamental del alcornoque a partir de un muestreo sistemático de registros de presencia/ausencia y registros de presencia/background. Hemos examinado los datos con rigor estadístico y conocimiento experto, integrando diversas fuentes desde la perspectiva de las ciencias geográficas. Preparamos las variables ambientales, exploramos las relaciones causales entre las mismas y los datos de ocurrencias, y calibramos modelos más explicativos y parsimoniosos. Evaluamos la capacidad discriminante de los modelos basados en datos remuestreados aleatoriamente en diez réplicas por cada algoritmo (GLM, GAM, Maxent, Random Forest). Y finalmente, proyectamos los resultados en el espacio geográfico y discutimos las bondades y limitaciones de las predicciones y sus errores asociados.

En el estudio de caso, revelamos que la distribución potencial del alcornoque está condicionada por la preferencia de la especie hacia suelos ligeros o moderadamente ácidos ($\bar{x}=6,5$ pH; $\sigma=3,3$ pH) sobre sustratos silíceos (areniscas, pizarras), un ombrotipo subhúmedo-húmedo ($\bar{x}=881$ mm; $\sigma=181$ mm), una amplitud térmica reducida ($\bar{x}=15,4$ °C; $\sigma=1,9$ °C), dentro de un clima templado con unas medias de las mínimas ($\bar{x}=5,2$ °C; $\sigma=2,1$ °C) por encima del umbral de las heladas. Esta distribución potencial del alcornoque contrasta -aunque no tanto como en otras especies- con la distribución actual, la cual es producto de un sistema de reciprocidad entre las condiciones ecológicas del medio y las actividades humanas de aprovechamiento de los recursos. He aquí un nuevo campo de estudio en el que la Biogeografía puede incorporar el enfoque holístico de la Geografía para modelizar los mecanismos causales que subyacen entre las variantes de los nichos y su dinámica espaciotemporal.

Hemos puesto de manifiesto la utilidad de la inferencia estadística y la modelización predictiva de nichos ecológicos para su aplicación en trabajos de Biogeografía en el contexto de la Geografía Física sobre los factores que controlan la distribución del nicho ecológico fundamental de las especies. A su vez, revelamos cómo la Geografía y su enfoque integrador puede contribuir a optimizar la metodología, en un campo donde no hay estándares cerrados ni “balas de plata” que solucionen todos los problemas desde la perspectiva de los modelos numéricos (Qiao *et al.* 2015). En el contexto más amplio de los modelos de distribución de especies, donde también se contemplan interacciones bióticas y factores biogeográficos para explicar el nicho ecológico y la distribución de las especies en un contexto de cambio global, la Geografía se halla en el meollo de la discusión, por su papel para desentrañar la complejidad de las actividades humanas en las redes de reciprocidad del planeta.

3.5. REFERENCIAS

- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19: 716-723.
- Allouche, O., Tsoar, A., Kadmon, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223-1232.
- Austin, M.. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157: 101-118.
- Austin, M. 2007. Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling* 200: 1-19.
- Barbosa, F.G., Schneck, F. 2015. Characteristics of the top-cited papers in species distribution predictive models. *Ecological Modelling* 313: 77-83.
- Benito, B.M., Lorite, J., Pérez-Pérez, R., Gómez-Aparicio, L., Peñas, J. 2014. Forecasting plant range collapse in a mediterranean hotspot: When dispersal uncertainties matter. *Diversity and Distributions* 20: 72-83.
- Benito, B.M., Svenning, J.C., Kellberg-Nielsen, T., Riede, F., Gil-Romera, G., Mailund, T., Kjaergaard, P.C., Sandel, B.S. 2016. The ecological niche and distribution of Neanderthals during the Last Interglacial. *Journal of Biogeography* 1-11.
- Bowles, G. 1782. *Introducción a la historia natural y a la geografía física de España*. Imprenta Real, Madrid.
- Box, E.O. 1981. Predicting physiognomic vegetation types with climate variables. *Vegetatio* 45: 127-139.
- Breiman, L. 2001. Random forests. *Machine Learning* 45: 5-32.
- Bugalho, M.N., Caldeira, M.C., Pereira, J.S., Aronson, J., Pausas, J.G. 2011. Mediterranean cork oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 278-286.
- Carrasco, A. y cols. 2009. *Procesos de decaimiento forestal (la Seca). Situación del conocimiento*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Carrero Carrero, A.J. 2015. *Los aprovechamientos del monte en el Suroeste Peninsular: el corcho*. Universidad de Huelva.
- Coelho, M.B., Paulo, J.A., Palma, J.H.N., Tomé, M. 2012. Contribution of cork oak plantations installed after 1990 in Portugal to the Kyoto commitments and to the landowners economy. *Forest Policy and Economics* 17: 59-68.
- Darwin, C. 1859. *On the Origin of Species by Means of Natural Selection, or the Preservation*

- of Favoured Races in the Struggle for Life*. Murray, J. (ed.),. John Murray, London.
- Díaz Esteban, M., Pulido Díaz, F.J., Pausas, J.G. 2009. 9330 Alcornocales de *Quercus suber*. En MAGRAMA (ed.), *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*, pp. 58 pp. Madrid.
- Dormann, C., M. McPherson, J., B. Araújo, M., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., G. Davies, R. et al. 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: A review. *Ecography* 30: 609-628.
- Efron, B. 1981. Nonparametric estimates of standard error: The jackknife, the bootstrap and other methods. *Biometrika* 68: 589-599.
- Elith, J., Graham, C.H. 2009. Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* 32: 66-77.
- Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E., Yates, C.J. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17: 43-57.
- Elton, C. 1927. *Animal Ecology*. Sedgwick and Jackson, London.
- Ferreras Chasco, C., Fidalgo Hijano, C. 1991. *Biogeografía y edafogeografía*. Síntesis, Madrid.
- Fielding, A.H., Bell, J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24: 38-49.
- Fisher, H.J. 2002. Macroecology: new, or biogeography revisited? *Nature* 417: 787.
- Franklin, J. 1995. Predictive vegetation mapping: geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Progress in Physical Geography* 19: 474-499.
- Gallien, L., Münkemüller, T., Albert, C.H., Boulangeat, I., Thuiller, W. 2010. Predicting potential distributions of invasive species: where to go from here? *Diversity and Distributions* 16: 331-342.
- Goloboff, P.A. 2003. Parsimony, likelihood, and simplicity. *Cladistics* 19: 91-103.
- Gonzalez-Hidalgo, J.C., Peña-Angulo, D., Brunetti, M., Cortesi, N. 2015. MOTEDAS: A new monthly temperature database for mainland Spain and the trend in temperature (1951-2010). *International Journal of Climatology* 35: 4444-4463.
- Graham, M.H. 2003. Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. *Ecology* 84: 2809-2815.
- Grinnell, J. 1917. The Niche-Relationships of the California Thrasher. *The Auk* 34: 427-433.
- Guisan, A., Edwards, T.C. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions : setting the scene. *Ecological Modelling* 157: 89-100.

- Guisan, A., Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1009.
- Guisan, A., Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Gutiérrez-Hernández, O., Senciales-González, J.M., García, L. V. 2016. Evolución de la Superficie Forestal en Andalucía (1956-2007). *Revista de Estudios Andaluces* 33: 111-148.
- Hanley, J.A., McNeil, B.J. 1982. The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology* 143: 29-36.
- Hastie, T., Tibshirani, R. 1986. Generalized Additive Models. *Statistical Science* 1: 297-310.
- Hidalgo Triana, N., Pérez-Latorre, A. V. 2016. Actualización del mapa de vegetación del afloramiento ultramáfico de Sierra Bermeja (Málaga, España). En *Avances en Biogeografía. Áreas de distribución: entre puentes y barreras*, pp. 347-354. Universidad de Granada, Granada.
- Hijmans, R.J., Phillips, S., Leathwick, J.R., Elith, J. 2011. Package 'dismo'.
- Houston Durrant, T., de Rigo, D., Caudullo, G. 2016. Quercus suber in Europe: distribution, habitat, usage and threats. En *European Atlas of Forest Tree Species*, pp. 164-165. Publication Office of the European Union, Luxembourg.
- Humboldt, A. Von. 1805. *Essai sur le Géographie des Plantes*. Schoell, Lebrault & CO, París.
- Hutchinson, G. 1978. An Introduction to Population Ecology. *Yale University Press, New Haven* 4: 3.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbour symposium on quantitative biology* 415-427.
- Ibáñez, B., Ibáñez, I., Gómez-Aparicio, L., Ruiz-Benito, P., García, L. V., Marañón, T. 2014. Contrasting effects of climate change along life stages of a dominant tree species: The importance of soil-climate interactions. *Diversity and Distributions* 20: 872-883.
- James, G., Witten, D., Hastie, T., Tibshirani, R. 2013. *An Introduction to Statistical Learning*. Springer.
- Jiménez-Valverde, A. 2012. Insights into the area under the receiver operating characteristic curve (AUC) as a discrimination measure in species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography* 21: 498-507.
- Jiménez-Valverde, A., Acevedo, P., Barbosa, A.M., Lobo, J.M., Real, R. 2013. Discrimination capacity in species distribution models depends on the representativeness of the environmental domain. *Global Ecology and Biogeography* 22: 508-516.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J.M. 2006. The ghost of unbalanced species distribution data in

- geographical model predictions. *Diversity and Distributions* 12: 521-524.
- Joffre, R., Rambal, S., Ratte, J.P. 1999. The dehesa system of southern Spain and Portugal as a natural ecosystem mimic. *Agroforestry Systems* 45: 57-79.
- Kent, M. 2007. Biogeography and macroecology: now a significant component of physical geography. *PROGRESS IN PHYSICAL GEOGRAPHY* 31: 643-657.
- Kent, M. 2005. Biogeography and macroecology. *Progress in Physical Geography* 29: 256-264.
- Lobo, J.M. 2008. More complex distribution models or more representative data? *Biodiversity Informatics* 5: 14-19.
- Lobo, J.M., Jiménez-Valverde, A., Hortal, J. 2010. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography* 33: 103-114.
- Lobo, J.M., Jiménez-Valverde, A., Real, R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17: 145-151.
- Lomolino, M. V., Riddle, B.A., Whittaker, R.J. 2016. *Biogeography*. Sinauer Associates. Oxford University Press.
- López-Tirado, J., Hidalgo, P.J. 2016. Predictive modelling of climax oak trees in southern Spain: insights in a scenario of global change. *Plant Ecology* 217: 451-463.
- McInerney, G.J., Etienne, R.S. 2012. Stitch the niche - a practical philosophy and visual schematic for the niche concept Higgins, S. (ed.),. *Journal of Biogeography* 39: 2103-2111.
- Mod, H.K., Scherrer, D., Luoto, M., Guisan, A. 2016. What we use is not what we know: Environmental predictors in plant distribution models. *Journal of Vegetation Science* 27: 1308-1322.
- Montero González, G., Cañellas, I.M. 2002. *El alcornoque (Quercus suber. L). Manual de reforestación y cultivo*. Mundi-Prensa, Madrid.
- Naimi, B., Araújo, M.B. 2016. sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography* 39: 368-375.
- Naimi, B., Skidmore, A.K., Groen, T.A., Hamm, N.A.S. 2011. Spatial autocorrelation in predictors reduces the impact of positional uncertainty in occurrence data on species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 38: 1497-1509.
- Nelder, J.A., Wedderburn, R.W.M. 1972. Generalized Linear Models. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)* 135: 370-384.
- Nogués-Bravo, D. 2009. Predicting the past distribution of species climatic niches. *Global Ecology and Biogeography* 18: 521-531.

- Nogués Bravo, D. 2003. El estudio de la distribución espacial en la biodiversidad: concepto y métodos. *Cuadernos de investigación geográfica* 29: 67-82.
- Oreskes, N. 2010. Evaluation (Not Validation) Models Quantitative. *Environmental Health* 106: 1453-1460.
- Oreskes, N., Shrader-Frechette, K., Belitz, K. 1994. Verification, Validation, and Confirmation of Numerical Models in the Earth Sciences. *Science* 263: 641-646.
- Parsons, J.J. 1962. The acorn-hog economy of the oak woodlands of southwestern Spain. *Geographical Review* 52: 211-235.
- Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M., Peterson, A.T. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *JOURNAL OF BIOGEOGRAPHY* 34: 102-117.
- Peña-Angulo, D., Brunetti, M., Cortesi, N., Gonzalez-Hidalgo, J.C. 2016. A new climatology of maximum and minimum temperature (1951–2010) in the Spanish mainland: a comparison between three different interpolation methods. *International Journal of Geographical Information Science* 30: 2109-2132.
- Pérez-Latorre, A. V. 1996. Restauración del alcornocal en Andalucía. Elección y manejo de especies. *Ecología* 10: 9-19.
- Peterson, A.T., Soberón, J., Pearson, R.G., Anderson, R.P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., Bastos Araujo, M. 2011. *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Phillips, S.J., Dudi, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent : new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161-175.
- Pulliam, H.R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters* 3: 349-361.
- Qiao, H., Soberón, J., Peterson, A.T. 2015. No silver bullets in correlative ecological niche modelling: Insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. *Methods in Ecology and Evolution* 6: 1126-1136.
- Renner, I.W., Warton, D.I. 2013. Equivalence of MAXENT and Poisson Point Process Models for Species Distribution Modeling in Ecology. *Biometrics* 69: 274-281.
- Royle, J.A., Chandler, R.B., Yackulic, C., Nichols, J.D. 2012. Likelihood analysis of species occurrence probability from presence-only data for modelling species distributions. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 545-554.
- Saupe, E., Barve, V., Myers, C., Soberón, J., Barve, N., Hensz, C., Peterson, A. et al. 2012. Variation in niche and distribution model performance: The need for a priori assessment of key causal factors. *Ecological Modelling* 237-238: 11-22.

- Serrasolses, I., Pérez-devesa, M., Vilagrosa, A., Pausas, J.G., Sauras, T., Cortina, J., Vallejo, V.R. 2009. Cork Oak Distribution. En *Cork Oak Woodlands on the Edge: conservation, adaptive management, and restoration*, pp. 89-99. Island Press.
- Silva Pérez, R. 2010. La dehesa vista como paisaje cultural. Fisonomías, funcionalidades y dinámicas históricas. *Ería* 82: 143-157.
- Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters* 10: 1115-1123.
- Soberón, J., Townsend Peterson, A. 2005. Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species' Distributional Areas. *Biodiversity Informatics* 2: 1-10.
- Tobler, W.. 1970. A Computer Movie Simulating Urban Growth in the Detroit Region. *Economic Geography* 46: 234-240.
- Toumi, L., Lumaret, R. 1998. Allozyme variation in cork oak (*Quercus suber* L.): The role of phylogeography and genetic introgression by other Mediterranean oak species and human activities. *Theoretical and Applied Genetics* 97: 647-656.
- Tulloch, A.I.T., Sutcliffe, P., Naujokaitis-Lewis, I., Tingley, R., Brotons, L., Ferraz, K.M.P.M.B., Possingham, H. et al. 2016. Conservation planners tend to ignore improved accuracy of modelled species distributions to focus on multiple threats and ecological processes. *Biological Conservation* 199: 157-171.
- Urbieta, I.R., García, L. V., Zavala, M.A., Marañón, T. 2011. Mediterranean pine and oak distribution in southern Spain: Is there a mismatch between regeneration and adult distribution? *Journal of Vegetation Science* 22: 18-31.
- Urbieta, I.R., Zavala, M. a., Marañón, T. 2008. Human and non-human determinants of forest composition in southern Spain: Evidence of shifts towards cork oak dominance as a result of management over the past century. *Journal of Biogeography* 35: 1688-1700.
- Wallace R., A. 1876. The Geographical Distribution Of Animals. Vol. 1. *Harper & Brothers* 1: 574.
- Zheng, B., Agresti, a. 2000. Summarizing the predictive power of a generalized linear model. *Statistics in medicine* 19: 1771-1781.

Impacto del calentamiento global en la distribución y supervivencia del pinsapo

Referencia

Este capítulo se corresponde con el artículo Gutiérrez-Hernández, O., 2018. Impacto del calentamiento global en la distribución y supervivencia del pinsapo (Serranía de Ronda). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 76: 504-549. DOI: <http://dx.doi.org/10.21138/bage.2532>

Indicios de calidad

Investigación ganadora del **Premio Nacional “Jesús García Fernández” para jóvenes investigadores** de la **Asociación de Geógrafos Españoles**, previa evaluación ciega de los trabajos presentados a la IV edición (2017) del premio por el jurado, constituido por:

- Elia Canosa Zamora (Universidad Autónoma de Madrid).
- Rosa Cañada Torrecilla (Universidad Autónoma de Madrid).
- Olga de Cos Guerra (Universidad de Cantabria).
- Cándida Gago García (Universidad Complutense de Madrid).
- José Gómez Zotano (Universidad de Granada).
- Jorge Olcina Cantos (Universidad de Alicante).
- Concepción Sanz Herráiz (Universidad Autónoma de Madrid).

La Revista Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles es una publicación indexada en la **Web of Science (WOS): Social Science Citation Index (SSCI)**.

Asimismo, Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles es una revista incluida en el Journal Citation Reports (Social Science Edition) y es también evaluada por SCImago Journal & Country Rank, LATINDEX, DICE, CARHUS PLUS +, ERIH PLUS, RESH y MIAR. Además, está indexada en Scopus, GeoRef, ISOC, Dialnet, CrossRef, REDIB, DOAJ, REBIB, EBSCO, CAB ABSTRACTS URBANDISC y SUNCAT.

4.1. INTRODUCCIÓN

4.1.1. Impacto del cambio climático en los ecosistemas

A lo largo de la historia de la Tierra los climas han experimentado notables fluctuaciones naturales en relación con diversos episodios astronómicos, geológicos, oceanográficos o biológicos (Crowley y North, 1988). Numerosos impactos -acomodaciones, adaptaciones, especiaciones o extinciones masivas- sobre la biodiversidad del planeta, se relacionan con estos cambios (Zachos et al., 2001).

En el hemisferio norte, la distribución moderna de la biota está muy influenciada por las oscilaciones ocurridas durante los periodos geológicos Terciario y Cuaternario (Milne y Abbott, 2002). En el Terciario, se producen grandes paroxismos orogénicos (plegamiento alpino), el clima era mucho menos contrastado que el actual y se consolidan las clases y familias de seres vivos que en la actualidad pueblan la biosfera (Tiffney y Manchester, 2001). Hacia el final del Cuaternario, deviene un periodo de gran inestabilidad climática, en el que se alternan episodios glaciales e interglaciales, pluviales y áridos, y el planeta acusa ya una zonación climática mucho más contrastada que la actual (Petit et al., 1999). En los últimos milenios, asistimos a un periodo de recalentamiento postglacial -no exento de interrupciones-, un retroceso de los glaciares y una recolonización de la biota en latitudes medias y altas (Hewitt, 1999), de modo que la mayor parte de las herencias genéticas actuales proceden de este periodo (Hewitt, 2000).

Apenas nacidos los ecosistemas naturales modernos, la especie humana, cuyo género (*Homo*) tiene su origen en el Terciario Superior, comenzaba a organizar el germen de su impronta en los ecosistemas del presente (Demangeot, 1989). En las últimas décadas, nuestra especie ha tomado conciencia sobre los efectos de sus acciones, ya con un conocimiento de los cambios que ha producido en su entorno en la escala temporal de unas pocas generaciones (Vitousek et al., 1997). Existe un gran consenso sobre una idea con origen en el siglo XIX que argumenta que el ser humano ha sobrepasado los cambios naturales que se produjeron el Holoceno, y muchos científicos exponen evidencias que revelan el Antropoceno como una época estratigráficamente diferente, esencialmente por el impacto en el sistema Tierra de la explotación de los combustibles fósiles (Waters et al., 2016).

Uno de los impactos ocasionados por la actividad humana y el uso de combustibles fósiles es el denominado calentamiento global provocado por el incremento de las emisiones de gases de efecto invernadero (Ruddiman, 2003). La naturaleza del problema es objeto de un encendido debate científico en relación con las causas y sus efectos, y en especial hasta qué punto las actividades humanas constituyen las causas principales del proceso o son simples

actores en la construcción social de un discurso político-científico (Demeritt, 2001). Sea como fuere, existe un consenso generalizado basado en numerosos datos e investigaciones científicas que sostiene la hipótesis del calentamiento global causado por la influencia de las actividades humanas (Oreskes, 2005; Cook et al., 2016). En esta dirección, Cook *et al.* (2016) analizaron 2412 artículos científicos revisados por pares ciegos en revistas indexadas en WOS y encontraron un consenso del 97 % confirmando las mismas conclusiones. Entre las fuentes y los datos que apoyan la evidencia podemos contrastar cómo la red de observatorios repartidos a lo largo y ancho de la superficie del planeta confirman esta tendencia de calentamiento global (Coumou y Rahmstorf, 2012). Por otro lado, numerosos datos secundarios, basados en sedimentología, glaciología o dendrocronología, los denominados “proxies”, también indican que el ritmo del calentamiento que se ha producido en el último siglo es muy superior al producido en el último milenio (Buentgen *et al.*, 2011; Screen y Simmonds, 2010). En relación con el calentamiento global se ha registrado una larga serie de cambios en las tendencias de precipitación y temperatura en muy distintos lugares del globo (Alexander et al., 2006).

Estos cambios no son uniformes en las muy diversas zonas del planeta, especialmente, en lo referente a las precipitaciones. Desde 1880 se ha constatado un incremento generalizado de la temperatura del planeta con un promedio global de 0,85° C en los últimos 100 años (IPCC, 2013), con una tendencia creciente en las últimas décadas que, lejos de los valores medios globales, encierra un incremento de temperaturas localmente más acentuado en muchos lugares, junto con un aumento de la sequía y cambios en dinámica de los eventos extremos (Fischer y Knutti, 2015). En la península Ibérica, se ha constatado un aumento continuado de las temperaturas mínimas y máximas de acuerdo con datos procedentes de estaciones meteorológicas (Gonzalez-Hidalgo et al., 2015) y anillos de crecimiento de árboles (Tejedor et al., 2016); y, respecto a las precipitaciones, aunque la señal no es tan clara y tampoco es uniforme en todas las regiones y estaciones, son evidentes cambios en la distribución estacional, con algunos descensos estacionales y un aumento generalizado de la aridez en el sur (Esteban-Parra et al., 1998; González-Hidalgo et al., 2011; Ruiz Sinoga et al., 2011). Casi todos los modelos auguran un aumento de la tendencia, con un claro incremento de las temperaturas y cambios en la distribución de las precipitaciones (Mauritsen y Pincus, 2017).

La literatura científica es prolija acerca de los efectos del calentamiento global sobre la biodiversidad (Araújo y Rahbek, 2006). Las regiones polares ya están siendo gravemente afectadas, por la reducción de los casquetes de hielo, hábitat de numerosas especies en las regiones polares (Stirling et al., 1999). De continuar el proceso, se producirá un aumento del nivel del mar que determinaría importantes impactos en los ecosistemas costeros y la gestión

de las propias costas (Nicholls y Klein, 2005). El aumento de dióxido de carbono está provocando una acidificación del océano, hecho que afecta a los organismos que son sensibles a los desequilibrios de *pH*, como las barreras de coral (Hoegh-Guldberg et al., 2007). A escala continental y planetaria, se están alterando los ritmos de las aves migratorias y, consecuentemente sus ciclos de reproducción (Hedenstrom et al., 2007). Y en la alta montaña, como veremos más adelante, se están descubriendo cambios en los pisos bioclimáticos y en las especies dependientes de determinados gradientes (Grabherr et al., 1994).

El conjunto de las evidencias ha ido consolidando un consenso tan generalizado que, veinticinco años después del primer aviso firmado por 1700 científicos independientes, un grupo de 15.000 científicos de 184 países alertan sobre sobre las graves consecuencias del calentamiento global y el cambio global rápidamente inducidos por las actividades humanas (Ripple et al., 2017).

4.1.2. Distribución y vulnerabilidad de los abetos circum-mediterráneos

Muchas de las especies que consideramos mediterráneas, en realidad, tienen su origen en un ambiente mucho más húmedo que el actual y hoy permanecen como herencias de un pasado distinto; de ahí, por ejemplo, los problemas de regeneración que presentan numerosas especies arbóreas típicamente mediterráneas en el actual contexto de cambio global (Kouba et al., 2012). Es difícil hablar de estabilidad en un medio cuyas condiciones biofísicas tienen un origen tan próximo desde el punto de vista geológico, incluso tomando como referencia la escala en la que operan las adaptaciones y especiaciones de los organismos biológicos. Precisamente, uno de los problemas centrales que comparten geografía y ecología es la relación entre patrón y escala (Kent, 2005a). No existe una única escala natural, además, es el observador quien en última instancia impone un sesgo perceptual y un filtro a través del cual se percibe la naturaleza del problema (Levin, 1992).

En la cuenca mediterránea predomina un clima que, aunque diverso y a menudo extremo en matices, se distingue por un acusado déficit pluviométrico en los meses centrales del verano coincidiendo con el momento en el que las temperaturas son más elevadas, una singularidad propia de los climas subtropicales en los que reinan los veranos secos por el desplazamiento hacia latitudes medias de la subsidencia subtropical durante el estío. Hoy, es un clima de transición entre la franja subtropical y el dominio templado. Pero no siempre fue así. El considerado verano típicamente mediterráneo sólo ha estado presente en la cuenca del antiguo *Mare Nostrum* durante los últimos 5.000 años (Suc, 1984; Ferreras Fernández, 2005).

La diferenciación de los abetos circum-mediterráneos tiene su origen a finales del periodo Terciario (Linares, 2011), con posterioridad a los plegamientos alpinos, en el marco de un entramado de jóvenes cordilleras de gran complejidad geológica y ambiental, donde comienza una progresiva aridificación del medio interrumpida en el Cuaternario por periodos glaciales e interglaciales. Entonces una concatenación de avatares climáticos provoca que las poblaciones mediterráneas del género *Abies* fueran fragmentándose y encontrando condiciones favorables en diferentes refugios montañosos de acuerdo a sus requerimientos ecológicos y las pulsaciones climáticas del medio. Se reconocen hasta diez especies de abetos circum-mediterráneos (Figura 1), aunque se trata de una cifra que está sujeta a diferentes interpretaciones sobre variedades o subespecies (Alizoti et al., 2011).

Figura 1. Distribución de los abetos circum-mediterráneos.



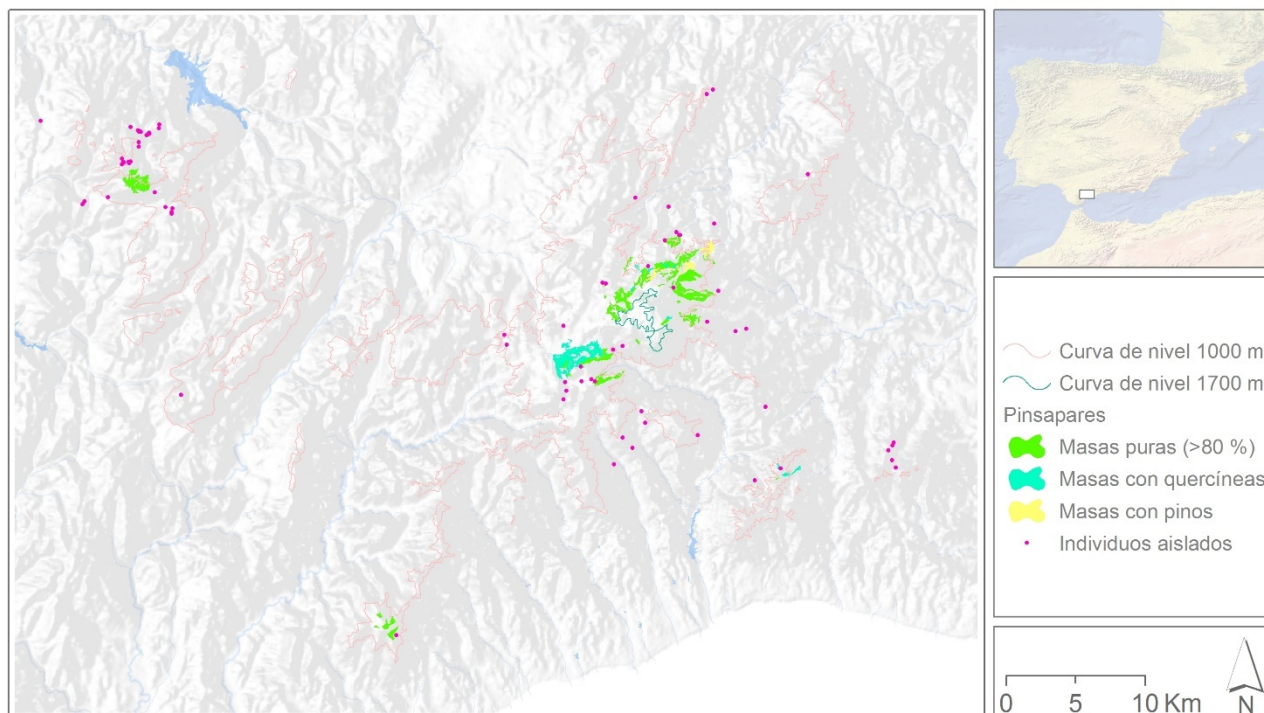
Fuente: Elaboración propia. Adaptado de European Atlas of Forest Tree Species (2016).

Los abetos circum-mediterráneos están distribuidos en tres grupos. Por un lado, tenemos un grupo con los abetos anatólicos y otro donde se incluye específicamente el abeto blanco (*Abies alba*), éste con una amplia distribución en las cordilleras alpinas del continente europeo; y, en tercer lugar, se encuentran los abetos mediterráneos *sensu stricto*, cuyas poblaciones se hallan fuertemente fragmentadas y ocupan superficies forestales muy

reducidas y de carácter relicto en refugios montañosos (Caudullo y Tinner, 2016). Entre estos abetos descubrimos el pinsapo.

El pinsapo (*Abies pinsapo*. Boiss) es un endemismo bético cuyas poblaciones se concentran en la Serranía de Ronda. El *Abies marocana* ha sido catalogado como *Abies pinsapo* var. *marocana*, si bien los últimos hallazgos consideran los abetos marroquíes *Abies marocana* y *Abies tazaotana* como única especie, pero diferenciada del *Abies pinsapo* (Dering et al., 2014). El pinsapo es un abeto de porte piramidal que puede alcanzar hasta los 30 m de altura con un tronco de hasta 1 m de diámetro. Fue descrito por el botánico Edmund Boissier en 1834, con posterioridad a la primera aproximación de Simón de Rojas Clemente y Rubio en 1918, aunque el árbol ya era reconocido como abeto -concretamente “abete”- a finales del siglo XVIII (Bowles, 1782); y se piensa que los andalusíes ya reconocían el pinsapo bajo el nombre de “Juayha”, el mismo fitónimo que empleaban los magrebíes en la Edad Media para referirse a los abetos rifeños (Martínez Enamorado, 2013).

Aunque pinsapo se encuentra disperso en la serranía, de acuerdo con los datos más actualizados del SIOSE (con fecha de captura Ortofotografía de 2013), observamos cómo el pinsapo ocupa realmente una superficie de 1.808 hectáreas incluyendo masas mixtas junto con otras especies de los géneros *Quercus* y *Pinus*, cifra que se reduce a 1.317 hectáreas cuando se trata de formaciones donde domina el pinsapo y, 938 hectáreas, cuando se trata de bosques monoespecíficos (Figura 2).

Figura 2. Distribución del pinsapo en la Serranía de Ronda.

Fuente: Elaboración propia. Datos de SIOSE (2013) y Sistema de Información FAME - Flora Amenazada (REDIAM).

Los pinsapares más extensos se localizan en la Sierra de las Nieves, donde, sumando masas mixtas, computan el 84,3 % de la superficie con presencia de pinsapo. Le sigue la Sierra de Grazalema (o Sierra del Pinar) y Sierra Bermeja, donde persisten bosques monoespecíficos, y Sierra Blanca-Canucha, donde la especie aparece en formaciones mixtas. El pinsapo también aparece diseminado en pequeños rodales o como individuos dispersos por distintos puntos de la serranía. Pero no más allá, al menos de forma natural. Habita entre los 683 y 1724 m de altura en laderas empinadas y orientadas al norte, y en lugares donde las lluvias superan los 1100 mm (Gutiérrez-Hernández et al., 2017). Aunque la especie asoma frecuentemente sobre terrenos calizos, realmente es indiferente del sustrato, y es posible encontrarla sobre peridotitas, pizarras o gneises.

Según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, International Union for Conservation of Nature), el pinsapo es considerada una especie en peligro de extinción por la existencia de poblaciones fragmentadas en las que se han observado, inferido y proyectado procesos de decaimiento. Por este motivo, y según los mismos criterios, la especie se encuentra incluida en la Lista Roja de la Flora Vasculare Española y dentro del Hábitat de Interés Comunitario 9520 “Abetales de *Abies pinsapo Boiss*” (Directiva 92/43/CEE).

Asimismo, el pinsapo está catalogado “En Peligro de Extinción” (EN) dentro del Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas del Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LAESPE) emanado de la Ley 8/2003 de la Flora y Fauna Silvestre de Andalucía.

Por tanto, apremian investigaciones que aborden la problemática del pinsapo ante un escenario de cambio global en busca de soluciones integrales y realistas. En este sentido, conviven numerosas propuestas metodológicas para proyectar los efectos del calentamiento global sobre la distribución de los seres vivos, modelos que intentan simular (que no predecir) un posible comportamiento de los organismos en una determinada región (Pearson y Dawson, 2003). Una de las herramientas más efectivas son los modelos de nicho ecológico (Peterson et al., 2011). En esta dirección, trabajos recientes apuntan a que las perspectivas de los abetos en la península Ibérica son muy negativas debido a la concurrencia de varios factores relacionados con el calentamiento global y, en concreto, para finales del siglo XXI, y según estas aproximaciones, podríamos asistir a la “extinción” del *Abies pinsapo* en su área de distribución en la Serranía de Ronda (Felicísimo et al., 2012).

4.1.3. Aplicación de los modelos predictivos del nicho ecológico en Geografía Física

La Biogeografía estudia la distribución de los seres vivos en el espacio geográfico a través del tiempo. Se trata de una disciplina con una larga tradición, cuyos antecedentes entroncan junto con los orígenes de la propia Geografía moderna (Humboldt, 1805).

Aunque Biogeografía y Macroecología se han desarrollado desde distintas escuelas académicas, nacieron del mismo tronco común al amparo de las ideas del evolucionismo y el determinismo geográfico (Darwin, 1859; Wallace R., 1876) y en las últimas décadas se ha producido nuevamente una convergencia metodológica (Fisher, 2002; Kent, 2005b). Así, desde la primera edición de uno de los más vigentes manuales de referencia sobre Biogeografía, publicada en 1983, el interés por el estudio macroecológico de los patrones de distribución de los seres vivos ha ido en aumento, y en los últimos años ha cobrado un nuevo impulso motivado por la revolución GIS (Lomolino et al. 2016).

Los modelos de nicho ecológico, mayormente conocidos como modelos de distribución de especies, constituyen una de las más fecundas propuestas teóricas y metodológicas de la nueva Biogeografía con base ecológica (Franklin, 2009). Desde el punto de vista operativo, estos modelos analizan las relaciones existentes entre registros de presencia, abundancia, riqueza o ausencia de una o varias especies y los factores del nicho / distribución: biofísicos, geográficos, históricos, etc. (Guisan et al., 2017). La componente espacial está presente a través de los SIG, que permiten capturar las localizaciones de las especies o comunidades,

superponer los factores ambientales o proyectar las predicciones de los modelos en el espacio y en el tiempo. Finalmente, la cartografía constituye uno de los productos finales de estos modelos. No cabe duda de que la geografía envuelve todas las fases de la modelización: captura de datos, análisis causal, predicción espacio-temporal e interpretación de los resultados.

Su inserción en la Geografía Física tiene antecedentes. Una de las primeras revisiones científicas sobre modelos predictivos de vegetación fue publicada a mediados de la década de los noventa, precisamente en *Progress in Physical Geography*, (Franklin, 1995). En España, con un desarrollo más tardío de la Biogeografía (Ferrerías Chasco y Fidalgo Hijano, 1991; Meaza *et al.*, 2000; Rubio Recio, 1989), la comunidad de geógrafos no ha sido muy permeable a la introducción de esta línea de investigación basada en la inferencia estadística (Nogués Bravo, 2003). Sin embargo, a nivel internacional estamos ante una corriente metodológica que constituye el principal “*Research fronts*” (*Essential Science Indicators*, 2016) para el ámbito de la ecología y medio ambiente. Dentro de las ramas “*Physical Geography*”, “*Ecology*” o “*Environment*” del “*Science Citation Index*” del “*Journal of Citation Report*”, las principales revistas publican con frecuencia todo tipo de artículos sobre modelos de distribución del nicho ecológico de las especies, trabajos con un gran impacto en la comunidad científica que se encuentran entre los más citados (Barbosa y Schneck, 2015).

La modelización basada en la teoría del nicho ecológico gravita en torno a un supuesto esencial: la asunción de que cada especie -en tanto persiste- está en equilibrio o pseudoequilibrio con las condiciones ambientales que determinan su existencia a lo largo del tiempo (Austin, 2007). Aunque la distribución espacial del nicho de una especie pueda estar sujeta a todo tipo de modificaciones, ocasionadas por cambios climáticos, la acción de agentes bióticos o por actividades humanas, se concibe que el nicho ecológico de un taxón, mientras éste existe como tal, es una cualidad constante en el tiempo. Por consiguiente, se entiende que las predicciones se realizan por debajo del umbral y la escala en que se producen las acomodaciones, adaptaciones o especiaciones de los seres vivos, si bien es posible adecuar la metodología para analizar nichos ecológicos dinámicos, como podría ser el caso de especies tan excepcionales como la nuestra, el *Homo sapiens* (Giampoudakis *et al.*, 2016).

Las aplicaciones de los modelos predictivos en Biogeografía son muchas y variadas: cartografía de vegetación y comunidades (Box, 1981); localización de nuevas poblaciones de especies poco conocidas (Pearson *et al.* 2007); estudio de paleo distribuciones de seres vivos en el pasado (Nogués-Bravo, 2009); modelización de invasiones biológicas y riesgos asociados a las mismas en los ecosistemas y agrosistemas (Gallien *et al.* 2010); diseño de espacios naturales protegidos y la planificación de estrategias y prioridades de conservación (Tulloch

et al., 2016; Hughes, 2017); y, finalmente, simulación de migraciones e impactos relacionados con el cambio climático (Guisan y Thuiller, 2005). En esta fecunda línea de trabajo, se encuadra el presente trabajo.

4.1.4. Objetivos

El objetivo principal del presente trabajo ha sido la simulación del efecto del calentamiento global sobre el nicho ecológico fundamental del *Abies pinsapo* calibrado en el presente y proyectado hacia el futuro según los diferentes escenarios de cambio climático previstos por el 5º informe del IPCC, con el fin de aproximarnos las expectativas de supervivencia de la especie.

Para el cumplimiento este objetivo principal, planteamos el cumplimiento de otros tres objetivos necesarios. Primero, la calibración de modelos de distribución potencial del pinsapo en su área de distribución de la Serranía de Ronda. Segundo, el estudio de los modelos climáticos para proyectar las principales variables ambientales. Tercero, la integración de un ensamblaje de modelos de distribución potencial y modelos climáticos.

Finalmente, discutimos los resultados hasta donde alcanzan los modelos, contrastando sus potencialidades y limitaciones; y, más allá de los modelos, también discutimos acerca de la adaptación del pinsapo al nuevo escenario inducido local inducido por el calentamiento global, contrastando nuestros resultados y lo obtenidos por otros investigadores y metodologías.

4.2. METODOLOGÍA

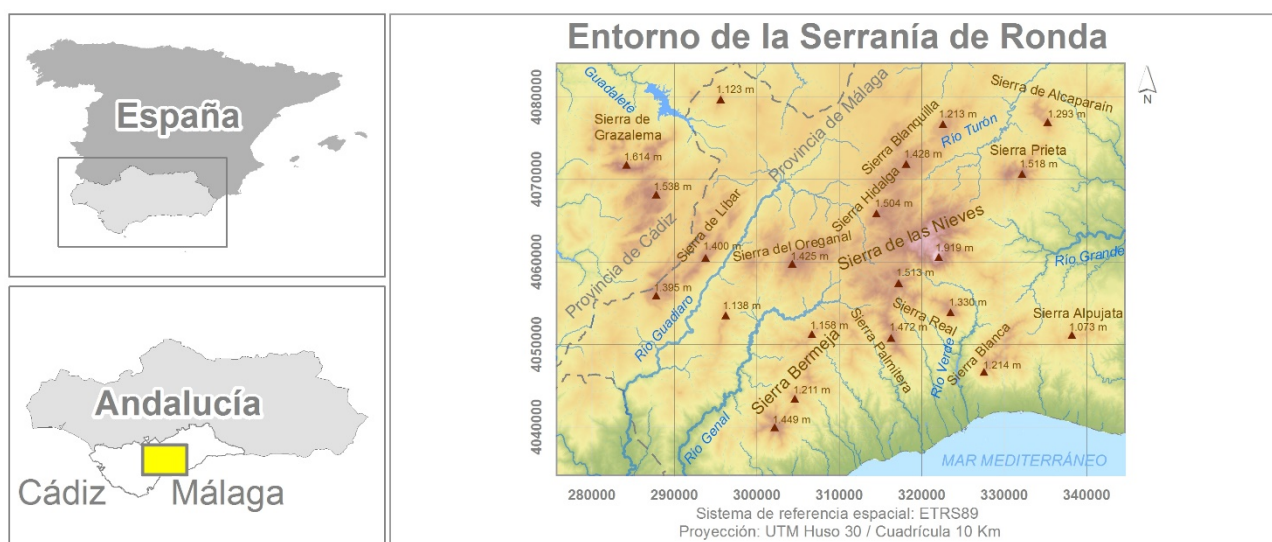
4.2.1. Área de estudio

El área de estudio abarca una superficie de 346.902 hectáreas en el extremo occidental de las cordilleras Béticas, entre las provincias de Málaga y Cádiz, espacio en el que destaca la Serranía de Ronda, junto con parte de las comarcas colindantes: Sierra de Cádiz, Valle del Guadalhorce, Costa del Sol (Figura 3). En adelante, nos referiremos a la Serranía de Ronda en su acepción más amplia e integradora¹, como topónimo supracormarcal e interprovincial,

¹ Actualmente, se denomina Serranía de Ronda a una unidad regional que incluye la altiplanicie de Ronda, las sierras del entorno y los valles intramontañosos integrados en los veintinueve municipios de la comarca de Ronda. Previo a la división provincial de 1833, este topónimo también abarcaba parte de los dominios de la actual Sierra de Cádiz. En numerosas obras geográficas y geológicas, también se incluyen en la serranía las primeras estribaciones colindantes de la Hoya de Málaga y Costa del Sol Occidental, e incluso todo el extremo occidental de la cordillera desde El Chorro hasta Gibraltar. Para más detalles sobre esta cuestión remitimos trabajos específicos (Rodríguez Martínez, 1977; Gómez Moreno, 2012). En los últimos años, el topónimo Serranía de Ronda ha perdido vigencia en favor de las denominaciones de los parques naturales del entorno (Sierras de las

para denominar todo el conjunto serrano del área de estudio. Se trata de un intrincado territorio montañoso de gran complejidad geológica en el que sobresalen por sus desniveles numerosas sierras que sobrepasan con frecuencia los 1.200 m sobre el nivel del mar (Ferre Bueno, 1999). Su impronta en el paisaje se traduce en la aparición de unas características climáticas (mayor pluviosidad) y biogeográficas (mayor endemidad) que diferencian el conjunto respecto a su entorno cercano.

Figura 3. Área de estudio.



Fuente: Elaboración propia. Base cartográfica extraída de Datos Espaciales de Referencia de Andalucía (DERA).

En la delimitación del área de estudio hemos tenido en cuenta, además, criterios relacionados con la modelización de nichos ecológicos. En efecto, desde este punto de vista, el área de estudio es el espacio ambiental donde se calibran y evalúan los modelos de distribución de especies, por lo que su extensión y configuración debe estar justificada en base fundamentos biogeográficos y ecológicos (Barve et al., 2011). Biogeográficamente, la Serranía de Ronda está situada en el extremo sur-occidental de la región Mediterránea, en el contexto florístico del reino Holártico, dentro de la provincia Bética, donde se encuentra el límite meridional de las especies del género *Abies* en el continente europeo, un espacio donde el pinsapo aparece como especie endémica del sector Rondeño, en las calizas del distrito Rondense y en las peridotitas del distrito Bermejiense, en los pisos bioclimáticos mesomediterráneo superior y supramediterráneo, en ombrotipos húmedo e hiperhúmedo

Nieves, Sierra de Grazalema, Los Alcornocales), y, consecuentemente, se ha producido una mayor fragmentación de la percepción del antiguo conjunto hasta el punto de que, prácticamente, hoy el topónimo ha quedado relegado para denominar las montañas que bordean la altiplanicie de la ciudad de Ronda.

(Asensi Marfil y Díez Garretas, 1999). La zona de estudio proyecta el área de distribución de las distintas poblaciones de *Abies pinsapo* en un contexto de áreas potencialmente accesibles por la especie. Como necesitamos encontrar áreas favorables y desfavorables para configurar los modelos numéricos de idoneidad, favorabilidad o probabilidad de presencia de la especie (Guisan y Zimmermann, 2000), recogimos el más amplio rango de variaciones del espectro ambiental en el menor espacio posible para caracterizar todos los ambientes donde puede y no puede medrar la especie. Más adelante, detallaremos la importancia de la configuración del área de estudio para fundar la evaluación de los modelos.

4.2.2. Diseño del muestreo

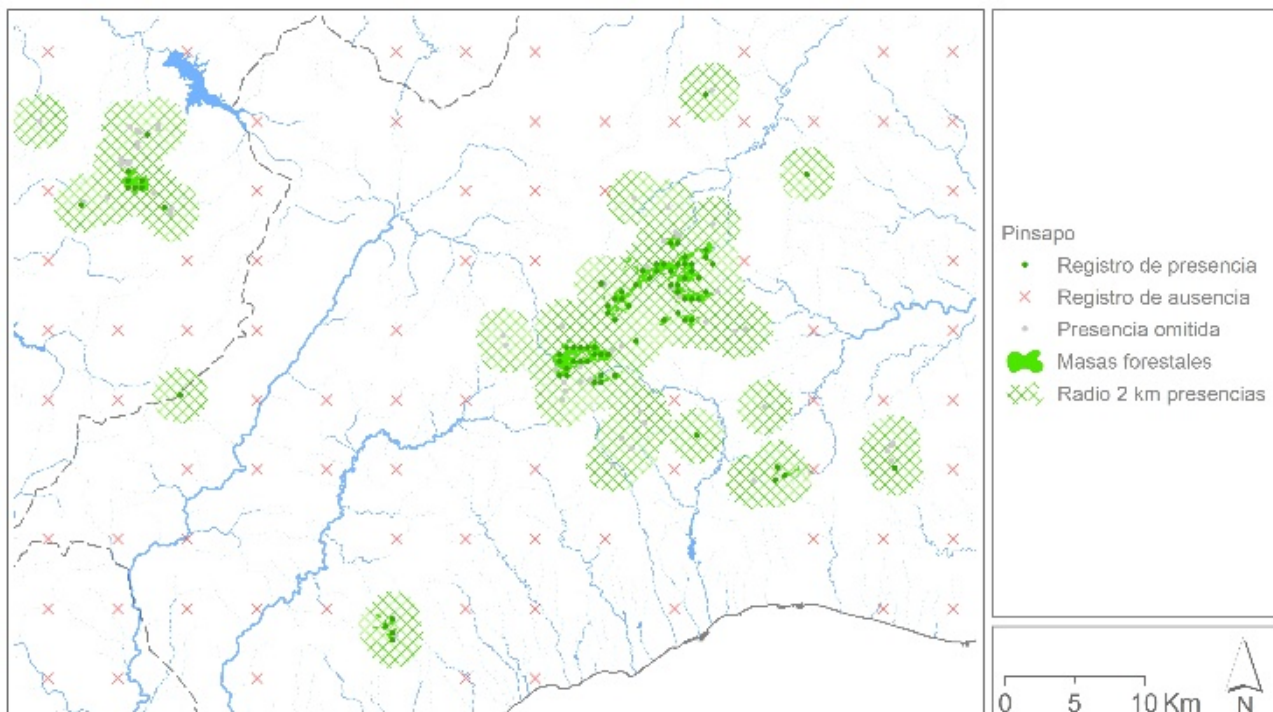
Los registros de presencia son las localizaciones donde consta que la especie está presente. Fundamentalmente, obtuvimos las localizaciones a partir de dos fuentes: el Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo – SIOSE (2013) y Sistema de Información – FAME - Flora Amenazada (REDIAM). Asimismo, en base al conocimiento del área de estudio, revisamos el estado fitosanitario de las poblaciones del hábitat “9520 Abetales de *Abies pinsapo* Boiss” y descartamos aquellas donde la regeneración de la especie es escasa o inexistente (Valladares, 2009). A continuación, diseñamos un muestreo sistemático sujeto a una serie de reglas para conseguir una mayor independencia estadística de las observaciones. Como posteriormente fijamos los predictores (mapas raster) a una resolución de 100 m, establecimos un máximo de un punto (presencia/ausencia) dentro de cada píxel (o factor), para evitar los efectos negativos que sobre los procedimientos estadísticos tiene la pseudorreplicación entre variables independientes y variables dependientes (Guisan y Zimmermann, 2000). Seguidamente, definimos una distancia mínima idéntica para todos los puntos de 500 m, para reducir los efectos relacionados con la autocorrelación espacial y la agregación de los puntos o *point clustering* (Naimi et al., 2011). Finalmente, realizamos una selección aleatoria de 80 puntos.

Los registros de ausencia son las localizaciones donde la especie no está presente. Así como un registro de presencia es un hecho basado en una o varias observaciones; un registro de ausencia tiene una naturaleza más compleja que puede expresar diferentes significados: una ausencia podría estar causada por cuestiones biogeográficas y/o requisitos ambientales, pero también por un deficiente esfuerzo de muestreo (Lobo et al. 2010). En nuestro caso, generamos registros de “ausencias ambientales” en un contexto de áreas accesibles por la especie. Seguimos los mismos criterios de muestreo descritos anteriormente, con algunos matices diferenciales: en lo específico, generamos las ausencias allí donde no se ha documentado presencia de pinsapo y donde, a priori, es poco probable que se desarrolle la especie; y adicionalmente, establecimos un filtro de 2 Km en torno a las presencias donde

fijamos áreas de no muestreo de ausencias, para minimizar el riesgo de falsas ausencias dentro del espectro ambiental de la vecindad de las presencias. Definimos, además, una distancia mínima entre puntos de 5 km y realizamos una selección aleatoria final sobre los puntos que cumplieron todos los requisitos, contabilizando también 80 registros de ausencia.

En consecuencia, establecimos una muestra balanceada con idéntico número de presencias (80) y ausencias (80), computando un total de 160 puntos o unidades de observación de la variable dependiente, codificados como “presencia” ($p = 1$) y como “ausencia” ($p = 0$). Todo ello se ilustra en la Figura 4. Complementariamente, realizamos otro muestreo sistemático donde generamos 120 registros independientes para evaluar los modelos: 60 registros de presencia y 60 registros de ausencia. Se incluyeron los registros de presencia no incluidos en los datos de entrenamiento. Para hacer lo propio con los registros de ausencia, seguimos los mismos criterios del muestreo, pero en la selección aleatoria excluimos los puntos coincidentes con los datos de ausencia usados para entrenar nuestros modelos.

Figura 4. Diseño de muestreo.



Fuente: Elaboración propia. Datos de SIOSE (2013) y Sistema de Información FAME - Flora Amenazada (REDIAM).

4.2.3. Preparación de variables ambientales y calibración del modelo estadístico

En modelos de nicho ecológico, las variables ambientales son los factores explicativos. Desde el punto de vista estadístico, constituyen las variables independientes, los predictores empleados en los modelos para explicar la variable dependiente o variable respuesta. La selección de variables ambientales debe estar orientada en función de la especie objeto de estudio (Mod et al., 2016).

El pinsapo es una especie que habita lugares frescos y umbrosos en un contexto de clima mediterráneo húmedo, y suele aparecer en laderas con pendientes elevadas (Linares y Carreira, 2006). Bajo estas premisas, comenzamos con un conjunto inicial de 7 variables registradas en formato raster (Tabla 1). Trabajamos a 100 metros de resolución para capturar las variaciones topográficas del terreno. A partir del Modelo Digital de Elevaciones (IECA), obtuvimos diversas capas derivadas: pendientes, radiación, etc. Variables como temperatura y precipitaciones se derivaron a partir de las estaciones meteorológicas y predictores mediante modelos estadísticos de regresión múltiple (Benito et al., 2014) y regresión-Kriging (Peña-Angulo et al., 2016).

Tabla 1. Variables ambientales iniciales.

Variable	Código	Unidades	Fuente - Procesos
Radiación solar	solar	N.º horas	MDT / procesado con Grass GIS.
Pendientes	slope	%	MDT / procesado con Grass GIS.
Índice topográfico de humedad	twi	Índice	MDT / procesado con Grass GIS.
Índice de rugosidad	tri	Índice	MDT / procesado con SAGA GIS
Índice de posición topográfica	twi	Índice	MDT / procesado con SAGA GIS
Precipitaciones totales	p_tot	mm	Regresión Kriging con SAGA GIS
Temp. media de las mínimas (invierno)	tmin_winter	º C	Regresión múltiple con SAGA GIS
Temp. media de las máximas (verano)	tmax_summer	º C	Regresión múltiple con SAGA GIS

Fuente: Elaboración propia.

Un número muy reducido de predictores puede producir modelos imprecisos y un número excesivo de predictores suele conducir a modelos sobreajustados. Sin embargo, uno de los problemas que afecta al supuesto de independencia estadística es la multicolinealidad entre predictores, hecho que influye en la independencia y estabilidad de los modelos estadísticos (Graham, 2003). La multicolinealidad puede expresarse en un alto grado de correlación variable por variable. Pero la multicolinealidad también se expresa en la combinación lineal de varias variables cuyo producto esté incluido en otra variable. Para detectar este fenómeno calculamos el Variance Inflation Factor (VIF) y excluimos las variables con un VIF superior a 5 (James et al. 2013).

Toda vez seleccionamos el set de variables no correlacionadas, generamos un Modelo Lineal Generalizado (GLM, del inglés Generalized Linear Models), concebido como un modelo explicativo general basado en una regresión logística en la que relacionamos los registros de presencia y ausencia y las variables ambientales según una distribución binomial (Guisan y Edwards, 2002). Aplicamos el *False Discovery Rate* con la corrección de Bonferroni para descubrir el error de Tipo I (efectos falsos) y excluir variables las no significativas (García, 2003). A continuación, generamos las curvas de respuesta de los registros de presencia / ausencia con respecto a los predictores.

Calibrado un modelo estadístico general donde seleccionamos y determinamos la importancia de los predictores sobre los registros de presencia / ausencia, implementamos los algoritmos procedentes del campo de la inteligencia artificial Maxent y Random Forest para desarrollar los modelos predictivos más robustos usando los mismos registros de presencia y las mismas variables ambientales con efectos significativos descubiertas en el paso anterior. En lugar de registros de ausencia, generamos las predicciones sólo con datos de presencia (n=80) versus background (n=80). El background se define como una nube de puntos aleatorios que caracterizan los ambientes del área de estudio. Bajo este paradigma, los modelos se entrenan usando puntos aleatorios en toda el área de estudio sin una relación de exclusión -las ausencias- predefinida. Maxent es un algoritmo que maximiza la entropía bajo las restricciones de los factores en busca de la distribución más uniforme posible, y resulta especialmente útil cuando se dispone de pocos registros de presencia (Phillips y Dudi, 2008). Random Forest es un algoritmo de aprendizaje automático que se basa en la construcción de múltiples árboles de regresión aleatorios independientes y no correlacionados entre sí, cuyos resultados son promediados, minimizando el ruido en las predicciones (Breiman, 2001). Estos modelos son eminentemente predictivos y suelen ofrecer una mejor capacidad discriminante.

A diferencia del modelo estadístico de calibración (GLM), ejecutado en una sola vez, desarrollamos 100 réplicas por cada algoritmo de aprendizaje automático, Maxent y Random Forest, seleccionando los registros aleatoriamente en cada iteración mediante el procedimiento de muestreo de Bootstrapping (Efron, 1981). Con el modelo estadístico buscamos calibrar un modelo explicativo con el objetivo de seleccionar las variables que maximizaran la proporción de varianza explicada. Con los algoritmos de aprendizaje automático, desarrollamos un modelo predictivo de consenso.

4.2.4. Evaluación de modelos

En primer lugar, evaluamos la significación estadística (p-valores) de las variables y la devianza o cantidad de varianza explicada por el modelo de regresión logística (GLM) basado en datos de presencia y ausencia en una única iteración.

En segundo lugar, evaluamos la capacidad discriminante de los modelos predictivos. En este caso, la evaluación se repitió 100 veces por cada algoritmo de acuerdo con el procedimiento de Bootstrapping usando distintos datos de entrenamiento y evaluación. Un buen modelo predictivo debe maximizar el acierto de presencias y el acierto de ausencias; y, al contrario, debe eludir las dos fuentes de error fundamentales: falsos positivos y falsos negativos. Esta relación se analiza en la denominada matriz de confusión, por medio de la cual calculamos un conjunto de métricas para evaluar la capacidad discriminante de los modelos (Fielding y Bell, 1997).

Aunque los modelos desarrollados con Maxent y Random Forest se ejecutaron sólo con datos de presencia-background, la evaluación de los mismos se hizo tanto con datos de presencia / background como con datos independientes de presencia y ausencia. Es importante destacar este punto porque no es posible calcular una genuina matriz de confusión sin datos de ausencia. Esto nos llevaría a interpretar incorrectamente el estándar más empleado para evaluar la capacidad discriminante de los modelos, el AUC obtenido a partir de la curva ROC. Por ejemplo, la evaluación que realiza la interfaz gráfica de Maxent se efectúa confrontando datos de presencia versus datos de background, y esto significa que el AUC calculado sin datos de ausencia realmente sólo están indicando la capacidad del modelo para discernir entre un registro de presencia y un registro aleatorio, un dato que también es útil cuando se comprende su verdadera dimensión, pero que a menudo resulta interpretado incorrectamente en numerosos manuscritos científicos. El AUC adquiere su máxima expresión cuando informa sobre la capacidad del modelo para distinguir una presencia y una ausencia, si bien esta interpretación tampoco está exenta de crítica (Lobo et al., 2008). En este punto, es cuando retomamos la problemática acerca del tamaño y configuración del área de estudio.

El AUC, ya sea calculado con datos de background o con datos de ausencia, será tanto mayor conforme más grande sea el área de estudio debido a la autocorrelación espacial de los fenómenos biológicos. Ampliar el área de estudio deliberadamente para obtener un AUC elevado puede llevarnos a incurrir en una falacia estadística. Es por este motivo por lo que ceñimos el área de estudio a la envolvente del área de distribución de nuestra especie objeto de estudio (Anderson y Raza, 2010).

Debido a la problemática del AUC, empleamos una serie de estadísticos. El cálculo de la sensibilidad y la especificidad a través de la matriz de confusión nos permitió ponderar por separados los errores de omisión y comisión. También calculamos el coeficiente de correlación biserial (COR), como medida paramétrica de correlación biserial entre los valores observados frente a los valores predichos (Zheng y Agresti, 2000); y, el *True Skill Statistic* (TSS), como una medida de ajuste similar a *Kappa*, pero mejorada, pues evita el efecto de la prevalencia ($p = A+C/n$, esto es, proporción de presencias en la muestra total) (Allouche *et al.* 2006).

Finalmente, proyectamos los resultados de los modelos predictivos en el espacio geográfico por medio de cartografías de distribución calculando el promedio, como medida de tendencia central, y la desviación típica, como medida de dispersión. Estas medidas estuvieron basadas en los 100 mapas generados por cada algoritmo, por lo que el ensamblaje de modelos de calibración empleó 200 mapas.

4.2.5. Escenarios de cambio climático

El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), establecido por la Organización Meteorológica Mundial y el Programa de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente, finalizó y aprobó definitivamente su quinto informe en noviembre de 2014. Esta quinta versión conocido por sus siglas en inglés –AR5– proporciona una actualización sobre los aspectos científicos, técnicos y socioeconómicos relacionados con el cambio climático.

En el trabajo desarrollado por el Grupo I se exponen las bases físicas del cambio climático (IPCC, 2013). En primer lugar, confirma las evidencias del calentamiento global y su relación con el aumento de Gases de Efecto Invernadero (GEI). Prosigue con la exposición de los impactos observados en el sistema Tierra (atmósfera, continentes, océano), haciendo hincapié también en los aspectos socioeconómicos de los mismos. Y, en tercer lugar, actualiza los escenarios de cambio climático previstos hasta el final de la presente centuria, vinculándolos con el desarrollo socioeconómico.

Las rutas representativas de emisión (RCPs, del inglés Representative Concentration Pathways) es como en el informe se denominan a los diferentes escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero. Las RCPs incluyen desde un escenario reducción de las emisiones de CO₂ a 450 ppm (RCP2.6), pasando por dos escenarios intermedios a 650 ppm (RCP4.5) y 850 ppm (RCP6.0), equivalentes de los anteriores SRES B1 y SRES B2 respectivamente, y un escenario de altas emisiones, 1350 ppm (RCP8.5), equivalente del SRES A1FI. Todos los escenarios muestran un aumento de las temperaturas a lo largo del siglo XXI. Según estos escenarios, la temperatura superficial global media en 2100 para los escenarios de referencia

se situaría entre 0,2°C y 4,8°C por encima de la media tomando como referencia 1990, cifra que podría ser aún mayor si incorporamos la variabilidad de todos los modelos de circulación atmosférica global.

Existe un amplio abanico de modelos de circulación atmosférica global (GCMs, del inglés Global Circulation Models). Cada uno de los mismos supone una representación matemática del sistema climático terrestre en términos termodinámicos para las diversas fuentes de energía. Las ecuaciones que emanan de estos modelos se utilizan para simular las condiciones de la atmósfera y océanos de la Tierra, luego son ampliamente utilizados en el pronóstico del tiempo y en las proyecciones climáticas. Existen numerosas publicaciones en el campo de la modelización de nichos ecológicos donde se realizan predicciones basadas en uno o varios modelos de circulación y distintos escenarios de emisión. Prueba de ello es el impacto de los trabajos de Hijmans *et al.* (2005), basado en la generación de mapas bioclimáticos actuales y proyectados hacia el pasado y hacia el futuro a una resolución máxima de 30 segundos (equivale a 900 m en el ecuador), que en diciembre de 2017 acumula 11.713 (Hijmans *et al.*, 2005). El éxito de la publicación llevó a los autores a revisar, mejorar y actualizar los resultados para continuar con la labor de transferencia (Fick y Hijmans, 2017).

En el presente trabajo, desarrollamos el downscaling estadístico de los mapas de clima futuro incorporando las anomalías del AR5-IPCC regionalizadas localmente por la AEMET en nuestros propios mapas de clima actual generados a una resolución de 100 m. Dada la enorme variabilidad en los resultados obtenidos por los numerosos modelos de circulación, desarrollamos un ensamblaje de modelos climáticos a partir de las medias de tendencia central de todos los GCMs regionalizados, estableciendo tres periodos de referencia: 2050 (2025-2050), 2075 (2050-2075) y 2100 (2075-2100); y, considerando tres rutas alternativas de emisión: RCP45, RCP60 y RCP80.

De esta manera capturamos la máxima variabilidad en los escenarios de cambio climático previstos, de acuerdo con las rutas de emisión, dentro un modelo general de consenso en el que promediamos las distintas predicciones de los modelos de circulación.

4.2.6. Especificaciones técnicas y software empleado

La mayor parte del trabajo se desarrolló en el entorno de programación, análisis de datos y producción de gráficos R (R Core Team, 2017). En este entorno informático, desarrollamos la estrategia de muestreo, el análisis estadístico, los modelos predictivos, la evaluación de modelos y la producción gráfica y cartográfica básica. Previamente, procesamos las variables ambientales con Grass GIS y Saga GIS. El análisis estadístico se implementó con las funciones

de la librerías “modeva” y “dismo”, y la modelización predictiva se llevó a cabo con la librería “sdm” (Naimi y Araújo, 2016). El diseño y maquetación de los mapas se realizó con ArcGIS.

4.3. RESULTADOS

4.3.1. Selección de las variables predictoras

Los resultados de la primera iteración del análisis VIF (Tabla 2) detectaron una fuerte multicolinealidad provocada por dos predictores, las pendientes y el índice de rugosidad, que son dos variables muy correlacionadas entre sí, que, además, mostraron una correlación con diferentes variables como el índice topográfico de humedad, la radiación solar o el índice topográfico de posición multiescalar, de ahí que muestren un coeficiente de determinación tan elevado y un VIF por encima de 10, el doble del umbral máximo permitido. En la segunda iteración, descartadas las variables más conflictivas, aunque el coeficiente de determinación expresó cierta relación entre las variables, porque en parte derivan del modelo digital de elevaciones, esta no llega a representar problemas de multicolinealidad debido que los valores de VIF obtenidos estuvieron por debajo de 5.

Tabla 2. Análisis VIF. Izquierda, primera iteración. Derecha, segunda iteración.

Variables	R ²	Tolerancia	VIF
slope	0.92	0.07	13.27
tri	0.90	0.09	10.77
twi	0.58	0.41	2.40
solar	0.56	0.438	2.28
tpi_multiscale	0.46	0.53	1.85
tmax_summer	0.45	0.54	1.84
p_tot	0.37	0.62	1.59
tmin_winter	0.26	0.73	1.36

Variables	R ²	Tolerancia	VIF
twi	0.41	0.58	1.71
tmax_summer	0.40	0.59	1.68
solar	0.36	0.63	1.57
tpi_multiscale	0.35	0.64	1.54
p_tot	0.31	0.68	1.45
tmin_winter	0.23	0.76	1.30

Nota: R² de cada predictor sobre el resto de variables; Tolerancia = 1 - R²; VIF = 1 / (1 - R²).

Fuente: Elaboración propia.

En el análisis del error de Tipo I (Tabla 3) descubrimos que el índice topográfico de posición multiescalar no ejerce un efecto significativo sobre el nicho ecológico fundamental, por lo que descartamos esta variable como predictor. Las temperaturas máximas del verano (tmax_summer), las temperaturas mínimas del invierno (tmin_winter), la radiación solar (solar), las precipitaciones totales (tot) y el índice topográfico de humedad (twi), por este orden, sí ejercen un efecto significativo sobre la distribución de la especie, especialmente, las cuatro primeras variables.

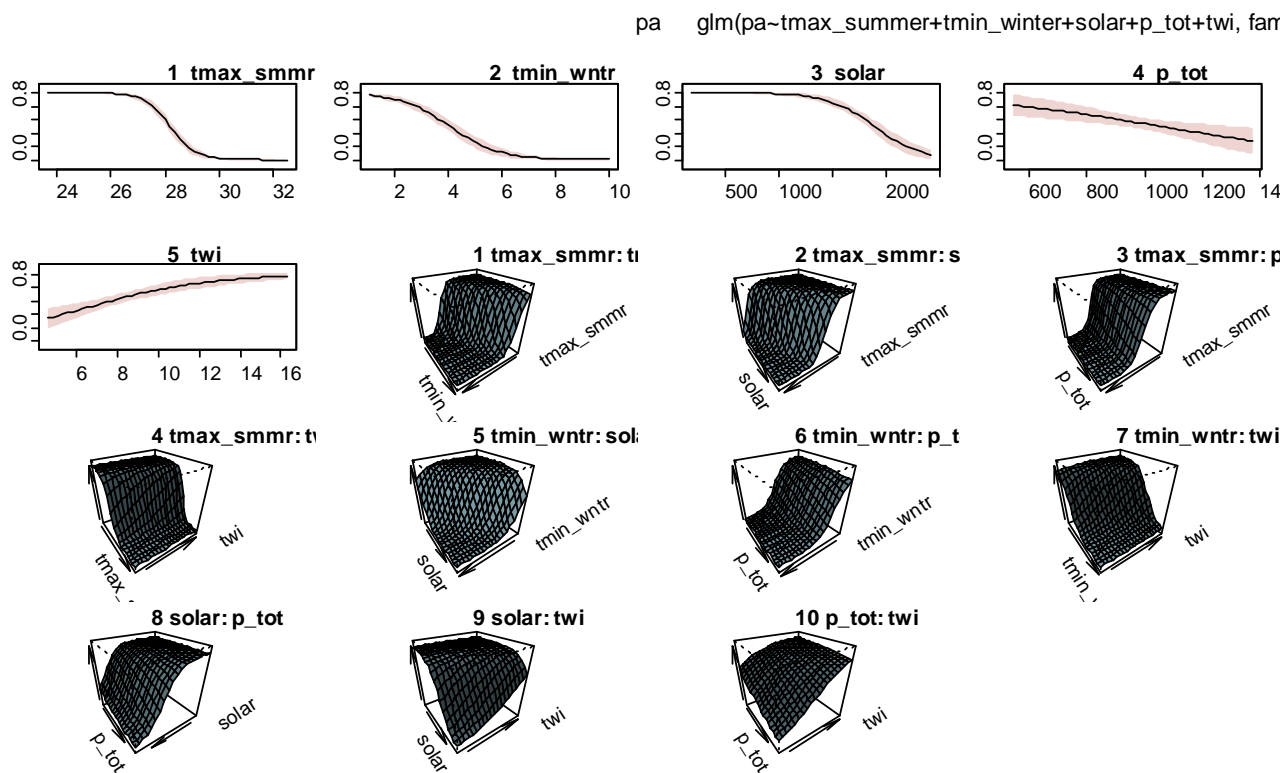
Tabla 3. Análisis del error de Tipo I (False Discovery Rate).

Variables	Coeficientes	AIC	BIC	P-valores
tmax_summer	-1.8653242	98.36265	104.513	0.001***
tmin_winter	-1.0736783	154.10109	160.2514	0.001***
solar	-0.0024267	191.76121	197.9116	0.001***
p_tot	0.0057728	196.42344	202.5738	0.001***
twi	-0.2191835	217.65795	223.8083	0.004**
tpi_multiscale	0.1553804	223.6553	229.8057	0.14

Fuente: Elaboración propia. Nota sobre significación estadística: $P \leq 0.001$ ***; $P \leq 0.01$ **.

El modelo de regresión (GLM) alcanzó una devianza explicada del 78 %, que ascendió al 86 % cuando los predictores se sometieron a una transformación polinómica de segundo grado. El análisis de las curvas de respuesta y las interacciones (Figura 5) resultó especialmente esclarecedor para las variables relacionadas con las temperaturas y la radiación solar. Las curvas de respuesta se interpretan fácilmente sobre un plano bidimensional, sin embargo, las interacciones debemos interpretarlas en base a las reciprocidades observadas entre los ejes bivariados, es decir, en tanto se produce relación de una variable en función de los valores que adopta la otra.

Figura 5. Curvas de respuesta e interacciones. GLM.

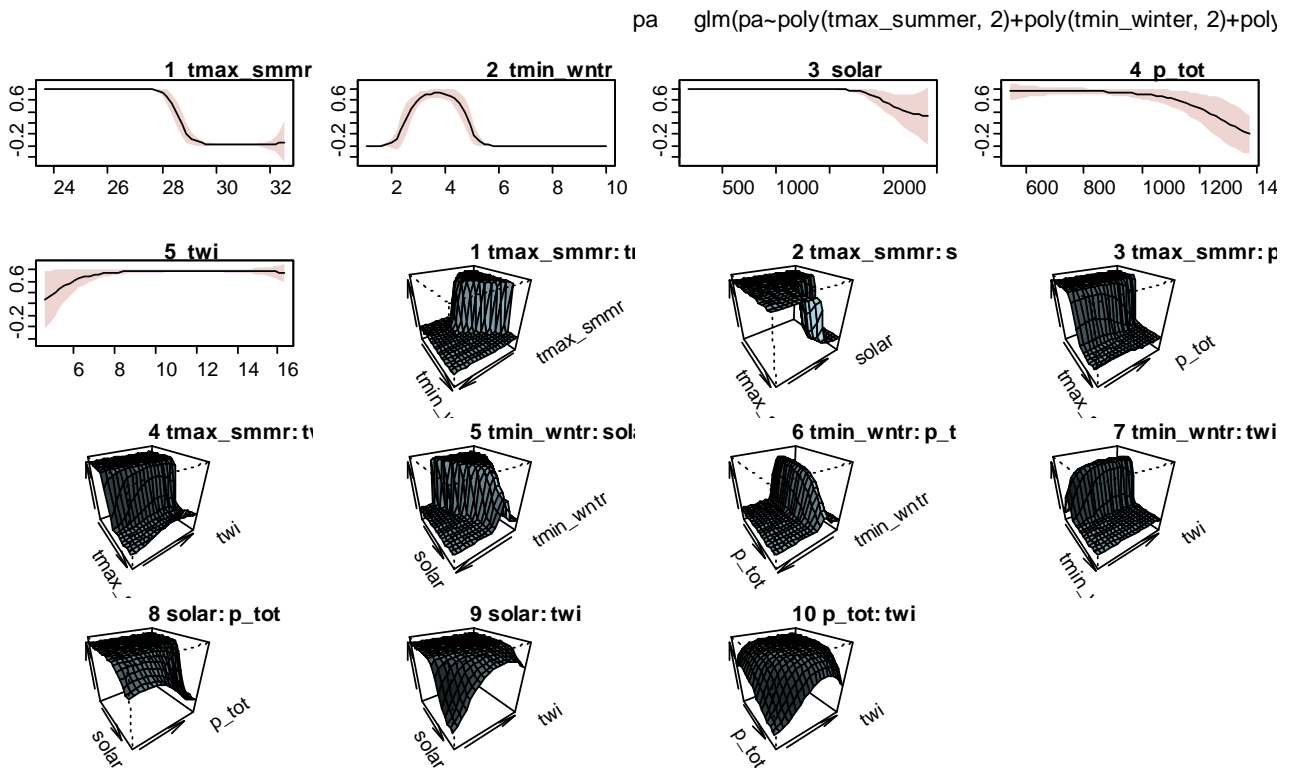


Fuente: Elaboración propia.

En el área de estudio, la probabilidad de presencia de la especie desciende cuando se alcanzan unas temperaturas medias de las máximas muy elevadas, pero la radiación solar permite atenuar el efecto de las temperaturas máximas como se aprecia en el gráfico de interacción. La curva sigue la misma tendencia en lo que respecta a la temperatura media de las mínimas en invierno, pero un dibujo más suavizado, que evidencia la presencia de lugares con un clima continentalizado con temperaturas frescas en invierno y donde el pinsapo no está presente. La transformación de esta variable (Figura 6) descubre un óptimo de temperatura media de las mínimas entre los 3 y los 5 °C, con ausencia de la especie donde se registran los mínimos, que corresponden con las cumbres más elevadas de la Sierra de las Nieves. De nuevo, la radiación solar ejerce una interacción que expresa que la especie puede estar presente en lugares con unas mínimas más suaves. La curva de respuesta de la radiación solar es altamente informativa, con una meseta que ilustra la preferencia de la especie por los lugares menos soleados. Se trata de una variable que interacciona con todas las demás, aunque en mucha menor medida con las precipitaciones. No sería correcto interpretar que la presencia de la especie responde a un decremento de las precipitaciones. Por medio de la transformación polinomial de segundo grado del predictor “p_tot”, en el marco del área de

estudio, descubrimos cómo la curva de respuesta se mantiene recta y con un intervalo de confianza más ajustado en torno a unas precipitaciones elevadas, y desciende en los extremos más elevados; ello se debe a que el pinsapo no está presente en las zonas más pluviosas de Grazalema.

Figura 6. Curvas de respuesta e interacciones. GLM con transformación polinómica de 2º grado.



Fuente: Elaboración propia.

A nivel andaluz, el área de estudio es la más pluviosa y la distribución del pinsapo se circunscribe a la Serranía de Ronda. Sin embargo, dentro del área de estudio, la zona occidental es la más pluviosa, y esta incluye en su mayor parte lugares templados donde el pinsapo no está presente de facto. Entonces, debemos interpretar que, dentro del área de estudio, eminentemente pluviosa, las precipitaciones totales no constituyen un predictor con la suficiente capacidad discriminante en el marco de un modelo de regresión de presencia-ausencia. Las interacciones de las precipitaciones con el resto de variables no son claras, excepto con el índice topográfico de humedad.

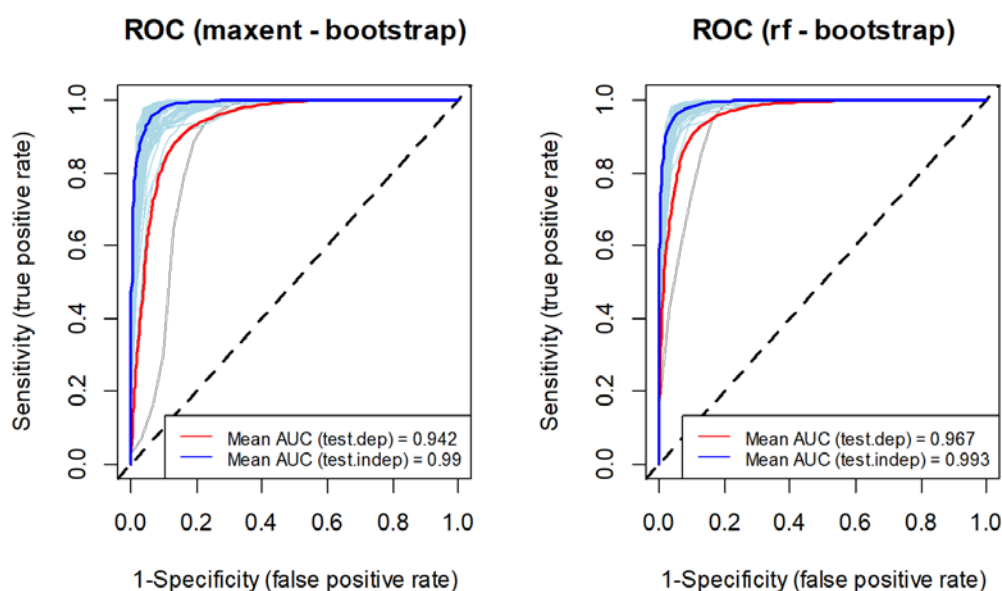
En definitiva, el modelo de regresión produjo unos resultados satisfactorios desde el punto de vista informativo. Interpretamos un marco explicativo general sobre la influencia las

variables ambientales en la probabilidad de presencia de la especie, y esto nos permitió fundar con criterios estadísticos la significación de los predictores. A continuación, se muestran los resultados de los modelos predictivos generados con las variables seleccionadas, donde aplicamos los algoritmos de inteligencia artificial Maxent y Random Forest, con datos de presencia-background.

4.3.2. Capacidad discriminante de los modelos predictivos

El trazado de las curvas ROC correspondientes a cada réplica de los modelos predictivos confirmó el buen ajuste a la curva promedio (Figura 7). Los valores de AUC más elevados se obtuvieron con datos de presencia-ausencia (test independiente), sobre presencia-background (test con datos no independientes), de modo que los modelos resultaron excelentes tanto para discriminar presencia de una ausencia de un dato aleatorio, como una presencia de un dato aleatorio.

Figura 7. Curvas ROC y AUC de Maxent y Random Forest.



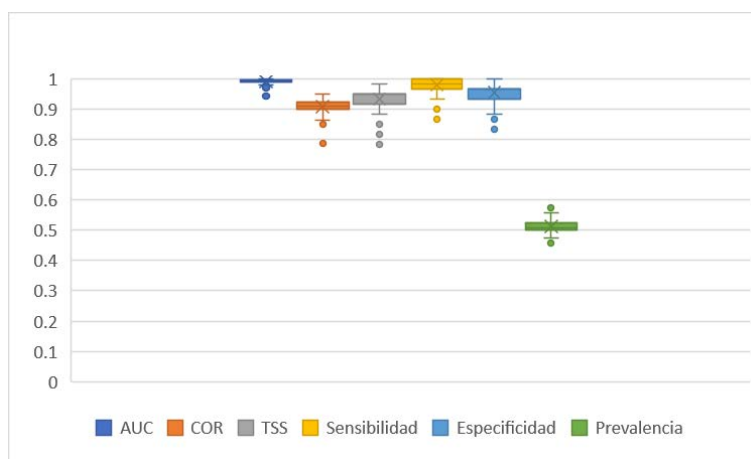
Fuente: Elaboración propia.

Un aspecto novedoso y revelador acerca de la estrategia de muestreo, fue que el empleo de tan sólo 80 puntos de background nos permitió obtener unos modelos lo suficientemente ajustados. Normalmente, el algoritmo Maxent opera con valores “default” de 10.000 puntos de background, lo que supone un mayor costo computacional y tiempo de procesado, y desde el punto de vista estadístico, éste es un aspecto que resulta difícil de justificar más que como

artefacto estadístico. Por otra parte, entrenar los modelos con los mismos registros de presencia y background, y evaluarlos también con una muestra balanceada de presencias y ausencias, nos permitió establecer una prevalencia del 0,5. Por este motivo, empleamos la prevalencia como umbral (threshold) para discriminar entre presencias y ausencias.

Obsecuentemente, el ensamblaje de modelos, evaluado con datos independientes de presencia y ausencia, mostró una capacidad para discriminante excelente de acuerdo con las métricas empleadas (Figura 8). Además, el ensamblaje maximizó la sensibilidad sobre la especificidad, minimizando el error de omisión, considerado un error más grave que el error de comisión. La prevalencia empírica de los modelos se ajustó a 0,5. Cabe destacar que algunas iteraciones mostraron una peor capacidad discriminante, mejor evidenciada por los parámetros COR y TSS. En todo caso, la existencia de modelos menos ajustados estuvo más influenciada por la especificidad. En este sentido, de acuerdo con el coeficiente de Pearson, COR y TSS fueron más sensibles a una mejor especificidad.

Figura 8. Capacidad discriminante del ensamblaje de modelos.



Fuente: Elaboración propia.

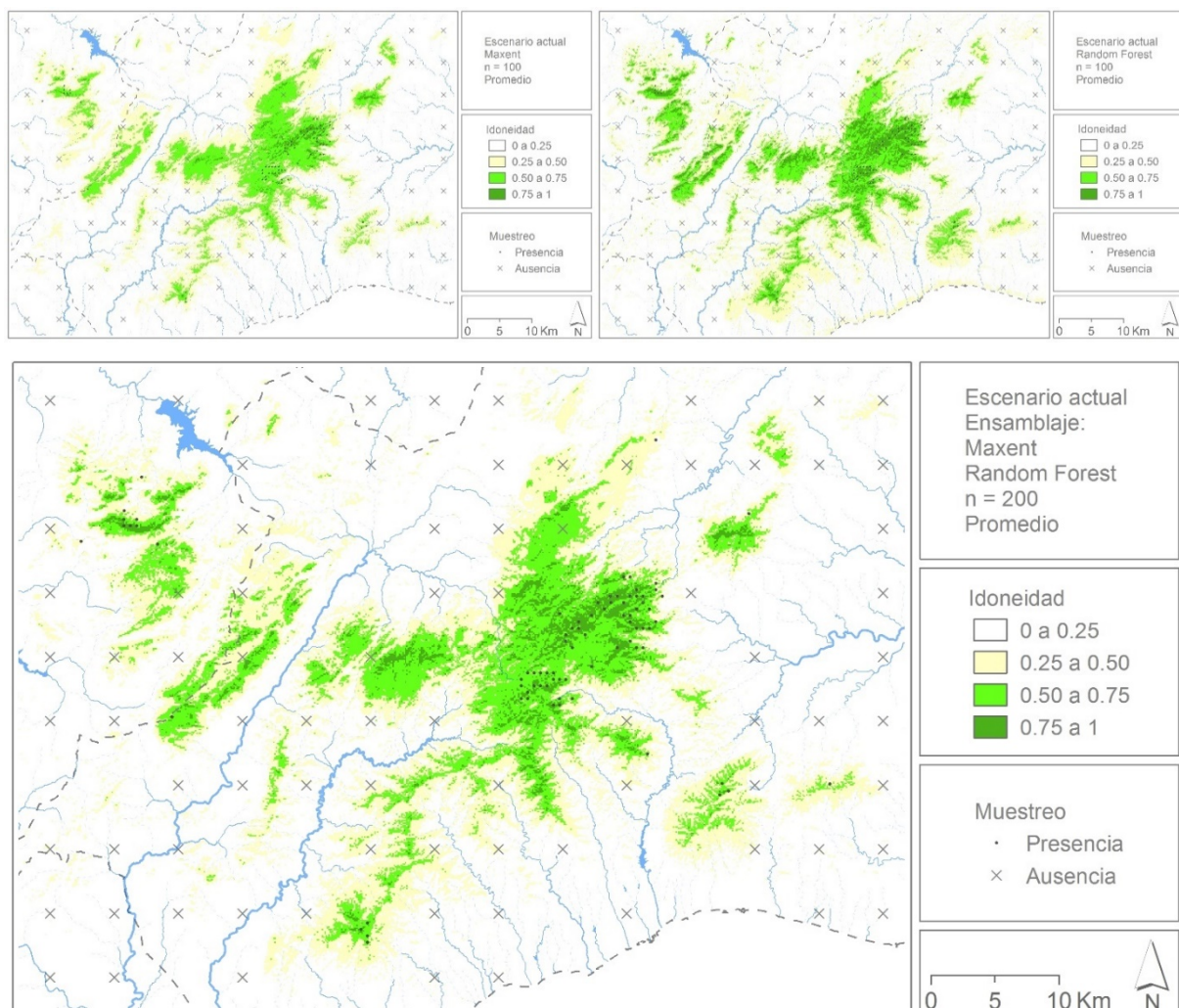
4.3.3. Cartografías de distribución potencial del pinsapo. Escenario actual.

Los modelos pueden converger en la manifestación de una excelente capacidad discriminante, pero esta puede ser el resultado de predicciones espaciales con una desigual distribución de los valores predichos. Ello puede manifestar diferencias como resultado de la manera en que cada algoritmo interacciona con los datos de entrada.

En la Figura 9, se ilustran los resultados espaciales del modelo de distribución del pinsapo en la Serranía de Ronda. Maxent proyectó una predicción más ajustada a los registros de

presencia. Random Forest abarcó unos valores de idoneidad más elevados y menos ajustados a los registros de presencia. Pero en conjunto, ambas predicciones se mostraron muy correlacionadas entre sí ($R^2= 0,82$), lo que evidencia un éxito de la estrategia de muestreo y selección de variables predictoras. Las mayores diferencias entre ambos algoritmos se mostraron en el espectro de los valores de idoneidad más elevados. En este sentido, Maxent mostró una mayor variabilidad de las precipitaciones en aquellos lugares más pluviosos y elevados, mientras que una mayor desviación en las predicciones de Random Forest estuvo provocada por los umbrales termométricos. Entre buenas predicciones, elegimos el modelo de consenso para minimizar el error (Araújo y Whittaker, 2005).

Figura 9. Modelos de distribución potencial del pinsapo en la Serranía de Ronda. Escenario actual. Promedio.



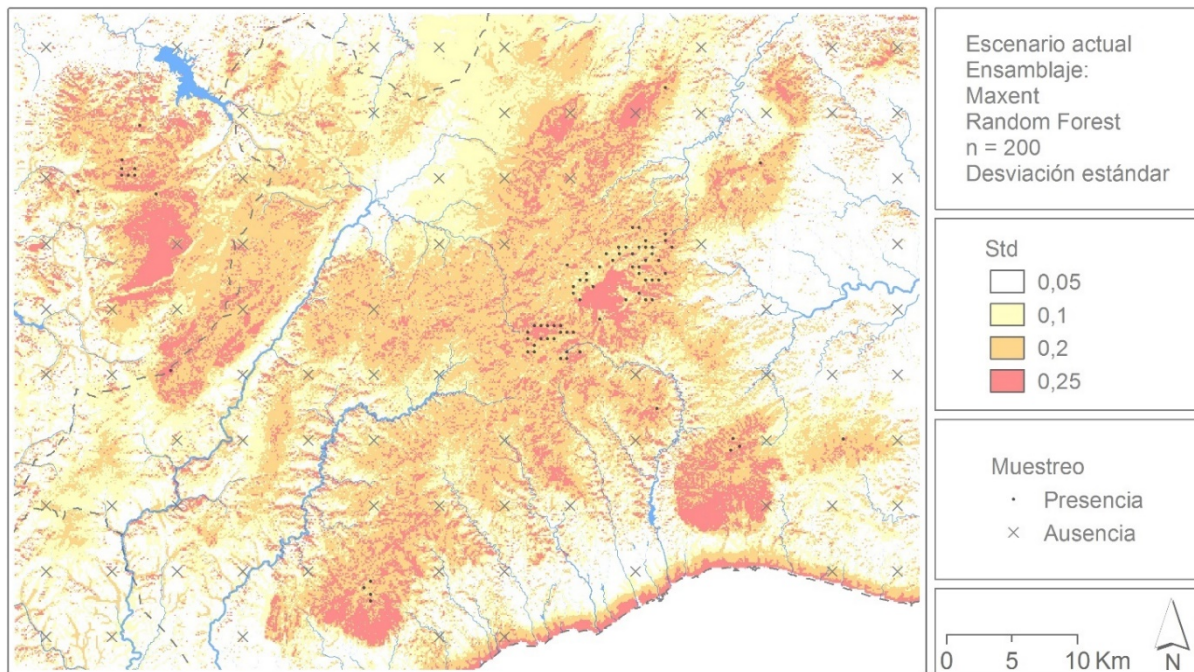
Fuente: Elaboración propia.

A grandes rasgos, la predicción de consenso descubre la influencia del relieve de la serranía en la idoneidad de la especie, que confirma su preferencia por las zonas donde convergen los siguientes criterios: bajas temperaturas, exposiciones de umbría y valores de precipitación elevados. En el área de estudio, estos requisitos están generalmente presentes en casi todas las sierras que superan los 1.000 m sobre el nivel del mar. Cuando los requisitos térmicos se encuentran en los umbrales, el papel de la radiación solar ocupa un mayor protagonismo, y encontramos que las umbrías sostienen la viabilidad de la especie por debajo de umbrales termométricos suficientes. Esta circunstancia se aprecia nítidamente en casi todas las alineaciones montañosas de la serranía. Por el contrario, amplias zonas de la Serranía de Ronda donde las precipitaciones son también abundantes, están fuera del área del nicho realizado y nicho ecológico fundamental del pinsapo, especialmente, en el suroeste del área de estudio, donde las temperaturas son muy templadas y predominan los alcornocales. Este hecho colige que, a escala local, las precipitaciones no representen un predictor tan importante para explicar la presencia o ausencia de la especie. En este sentido, puede que en investigaciones previas se haya exagerado la importancia de las precipitaciones sobre el nicho ecológico del pinsapo y la viabilidad de la especie.

El estudio de la variabilidad incluida en el ensamblaje de modelos (Figura 10), nos permitió determinar en qué áreas la predicción resultó más variable de acuerdo con cada iteración realizada por los algoritmos Maxent y Random Forest, descubriendo además qué predictores estaban contribuyendo localmente en este sentido. La desviación fue muy reducida en las zonas donde los modelos predijeron una idoneidad media o baja del pinsapo. Como excepción, debemos destacar la línea de costa, por la influencia de los predictores "tmax_summer" y "twi". En estas áreas, los valores de idoneidad para la especie fueron generalmente bajos o muy bajos, pero en algunas iteraciones la influencia de estos predictores, sobrestimó la idoneidad de la zona para la especie, aunque siempre dentro de unos valores muy bajos, en el espectro de las ausencias de la especie, por lo que no reviste la mayor importancia. Por el contrario, es más importante considerar las desviaciones en áreas donde los valores de idoneidad fueron intermedios, por los que, en estos casos, las predicciones resultaron menos confiables. Finalmente, en el espectro de favorabilidad hacia la especie, encontramos algunas áreas donde las desviaciones fueron elevadas, en este caso casi siempre condicionadas por la influencia de uno o varios predictores que infraestimaron la distribución potencial del pinsapo. Quizás los ejemplos más destacables fueron encontrados en las partes cimera de la Sierra de las Nieves y Sierra de Grazalema. Más adelante, retomaremos qué importancia tiene esta variabilidad.

Concluyendo, las predicciones estuvieron más cerca del promedio en la vecindad de los registros de presencia de formaciones monoespecíficas de pinsapo situadas en los lugares más elevados y orientados al norte.

Figura 10: Desviación estándar del ensamblaje de modelos. Escenario actual.

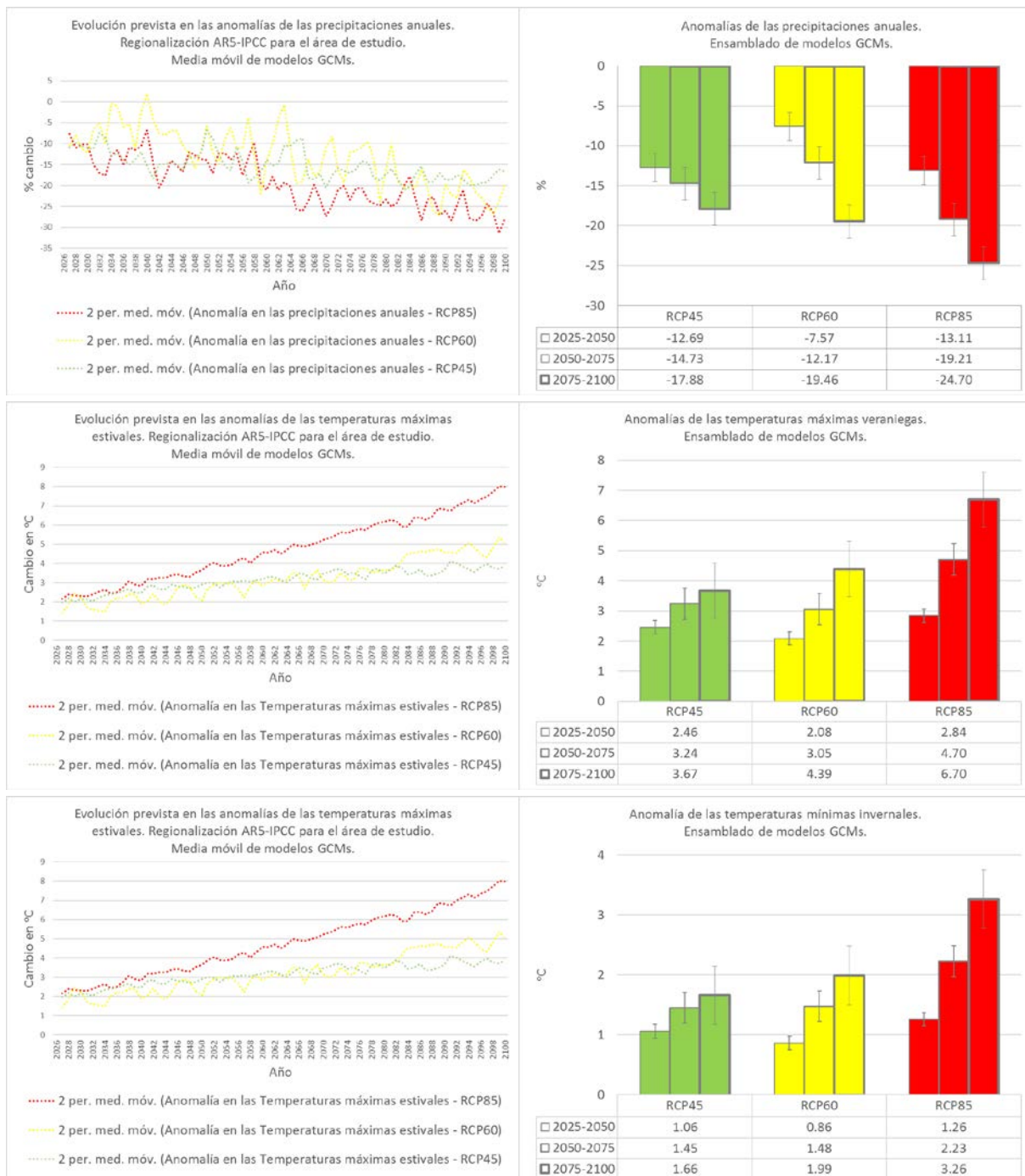


Fuente: Elaboración propia.

4.3.4. Análisis de escenarios de cambio climático previstos

Los escenarios de cambio climático analizados (Figura 11) mostraron la existencia de una tendencia hacia el descenso de las precipitaciones y el aumento de las temperaturas. No obstante, observamos una gran variabilidad en la evolución prevista de las precipitaciones, un hecho motivado por la regionalización de los distintos modelos de circulación global dentro de un ámbito de por sí altamente variable como lo es el sur de la península Ibérica.

Figura 11. Anomalías climáticas previstas según las rutas de emisión (RCP). Ensamblado de modelos de circulación.



Fuente: Elaboración propia. Análisis de los datos AR5-IPCC regionalizados la AEMET.

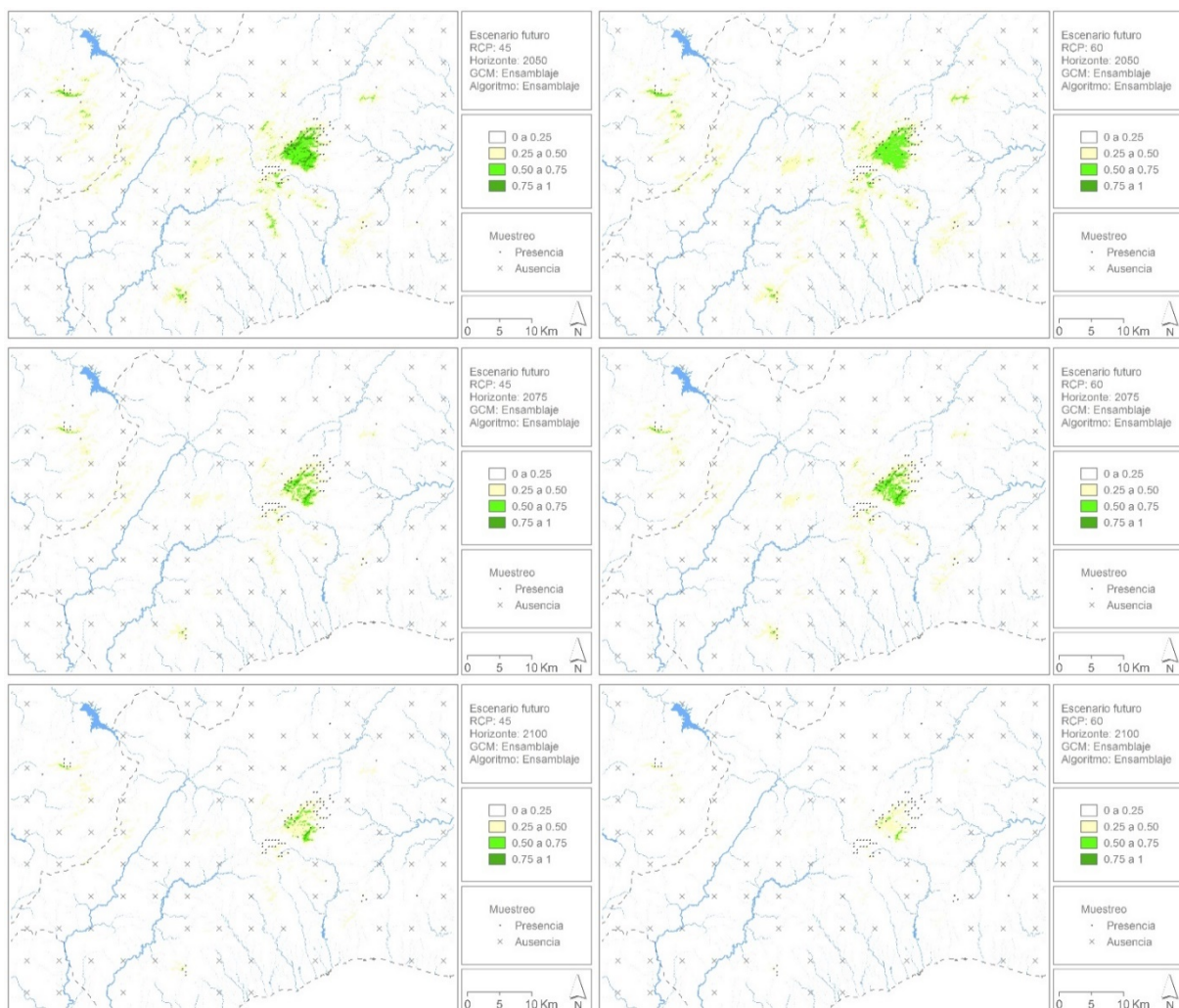
Mediante la metodología del downscaling estadístico, implementamos las anomalías de precipitaciones y temperaturas en nuestros predictores para proyectar los modelos de nicho

ecológico calibrados en el escenario actual hacia los horizontes futuros 2050, 2075 y 2100, de acuerdo con las rutas de emisión de CO₂ RCP45, RCP60 y RCP85.

4.3.5. Cartografías de distribución potencial del pinsapo. Escenarios futuros.

De acuerdo a los escenarios climáticos con emisiones intermedias, RCP45 y RCP60, el nicho ecológico fundamental del pinsapo se vería claramente alterado, especialmente por el incremento de las temperaturas, que reduciría la distribución potencial de la especie a los lugares más elevados (Figura 12). Hasta el año 2050, se mantendría una elevada idoneidad en el área donde actualmente persisten los principales pinsapares, pero se reduciría drásticamente el área de expansión potencial.

Figura 12. Impacto del cambio climático en la distribución potencial del pinsapo. Escenarios con emisiones intermedias.

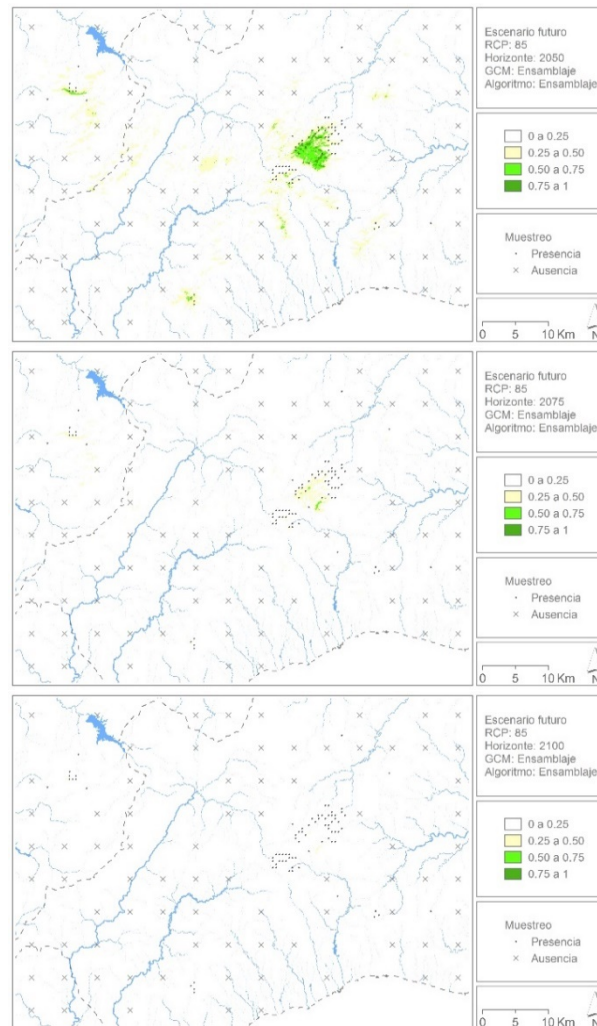


Fuente: Elaboración propia.

En el mismo horizonte 2050, observamos la persistencia de algunas áreas potenciales para el establecimiento del pinsapo donde actualmente la especie no está presente. Hacia 2075, el área de distribución potencial del pinsapo se reduce aún más, pero persiste la idoneidad de la especie en buena parte de los enclaves donde hoy permanece, e incluso en pequeños reductos dispersos en la serranía, pero se aprecia cómo el óptimo de estas poblaciones se alcanzaría en los pisos superiores. En estos dos horizontes, la altitud y la exposición constituirían un papel fundamental para la viabilidad de las poblaciones de *Abies pinsapo*. Finalmente, en el horizonte 2100, sólo persistía unos valores idoneidad elevados en la Sierra de las Nieves y Sierra de Grazalema, y en pequeños reductos dispersos.

En el peor de los escenarios posible, de acuerdo con una ruta con altas concentraciones de emisiones de gases de efecto invernadero (Figura 13), los modelos mostraron unos resultados similares hasta el horizonte 2050, pero más allá, sólo encontramos valores intermedios de idoneidad en las umbrías de las cumbres de la Sierra de las Nieves, especialmente en la umbría de su principal elevación (Torrecilla 1.919 m). Más allá del horizonte 2075, nuestros modelos proyectaron la total desaparición del nicho ecológico fundamental del *Abies pinsapo* en la Serranía de Ronda, con valores máximos de idoneidad que apenas superan el 0,25 sobre en la misma área de la Sierra de las Nieves.

Figura 13. Impacto del cambio climático en la distribución potencial del pinsapo. Escenarios con altas emisiones.



Fuente: Elaboración propia.

4.4. DISCUSIÓN

4.4.1. Hasta donde llegan los modelos

A grandes rasgos, los resultados obtenidos en esta investigación se sitúan en la línea de los obtenidos por otros investigadores con esta y otras especies emparentadas y también vulnerables al cambio climático en la península (Alba-Sánchez *et al.*, 2010; Felicísimo *et al.*, 2012; Guerrero *et al.*, 2013; López-Tirado y Hidalgo, 2014). Sin embargo, también encontramos importantes diferencias, tanto por la metodología empleada, los datos como en los resultados, así como por la interpretación de los mismos, sin contar el hecho de que trabajamos con los datos más actualizados del 5º informe del IPCC.

El nicho ecológico fundamental actual que hemos modelado para el pinsapo está mucho más ajustado que el obtenido en otras investigaciones con datos de presencia y ausencia y métodos de regresión para especies del género *Abies* en la península Ibérica (López-Tirado y Hidalgo, 2014), en que la distribución potencial del pinsapo parece sobreestimada. En el Anexo I, adjuntamos nuestros resultados de las predicciones espaciales basadas en el modelo estadístico calibrado con datos de presencia y ausencia. Como pudimos observar en el análisis de las curvas de respuesta, los modelos lineales generalizados son obsecuentes con respecto a la función de vínculo que se establece. Esta cualidad es muy útil para testar hipótesis de trabajo, pero supone una debilidad con respecto a los algoritmos predictivos, pues estos descubren patrones empíricos y suelen ajustar mejor sus predicciones, especialmente cuando los datos son escasos. En general, los modelos de regresión basados en datos de presencia y ausencia tienden a sobrepredecir el área de distribución. Es difícil justificar dónde debemos situar el umbral de los registros de ausencia para calibrar estos modelos, especialmente en aquellos casos donde los umbrales son difusos en el contexto de gradientes.

Frente a los resultados obtenidos por Felicísimo *et al.* (2002) a una resolución de 1 km donde los autores sólo operaron con Maxent, nuestros modelos obtuvieron valores de idoneidad más elevados para la especie dentro del área de estudio, y mejores expectativas dentro de los escenarios de cambio climático previstos, en buena parte porque trabajamos una escala más detallada y capturamos una mayor variabilidad de los microambientes que posibilitan la presencia del pinsapo. Coincidimos con Guerrero *et al.* (2013) en el hecho de las variables relacionadas con las temperaturas tendrán una mayor incidencia que las relacionadas con las precipitaciones, pero que, en última instancia, los requisitos de humedad del pinsapo estarán vinculados a los microambientes en umbría en lugares elevados. Finalmente, nuestros resultados también están en la línea de los obtenidos por un reciente informe del Centro Común de Investigación (JRC) de la Comisión Europea sobre el impacto del calentamiento global en la distribución del *Abies alba* en el continente europeo (de Rigo *et al.*, 2017), donde los autores -que emplearon una metodología similar a la nuestra- concluyen que el área de distribución potencial para el abeto blanco sufrirá un drástico cambio en Pirineos, Alpes y Cárpatos. Nótese que todas estas investigaciones han sido realizadas con metodologías similares a la que hemos empleado y han sido producto de la transferencia de la investigación desde el ámbito científico y técnico, hecho que evidencia el interés por los modelos de nicho ecológico.

Por otra parte, los resultados obtenidos con los modelos de nicho ecológico son coherentes con los obtenidos por otros investigadores usando diferentes metodologías (Linares *et al.*, 2009, 2010). Así, Linares *et al.* (2010), en un estudio donde analizaron anillos de crecimiento de pinsapo, concluyen que el decaimiento de las poblaciones de la especie está provocado por

una combinación de factores en las que interviene el estrés hídrico tanto en el corto plazo como en el largo plazo, convirtiendo a la especie en altamente vulnerable al calentamiento global. En este sentido, los autores destacan que el óptimo de la especie se produce en los pisos más elevados, que es donde la especie actualmente está prácticamente ausente, pero donde nuestros modelos también encuentran los valores de idoneidad más elevados (y desviaciones elevadas), especialmente en los escenarios previstos en el futuro.

Sin embargo, llegados a este punto, debemos especificar con precisión la interpretación de nuestros resultados. No es posible hablar en términos de extinción sobre la “desaparición de la especie” especies como sugiere Felicísimo *et al.* (2002) a partir de las conclusiones obtenidas por un modelo de nicho ecológico que a su vez es obsecuente de otros modelos de clima que manejan una gran cantidad de incertidumbre y cuyos resultados son imposibles de validar. Los modelos son siempre aproximaciones y su valor es eminentemente heurístico. Siguiendo a Oreskes (2010), la discusión científica debe estar abierta hacia el campo de la medición y predicción sistemática del error, y la discusión de los resultados en un contexto donde la validación no es posible (Oreskes, 2010).

Pero los modelos de nicho ecológico también pueden ser proyectados hacia el pasado, y en este escenario sí podemos contrastar (que no validar) las proyecciones con la presencia de registros fósiles datados en la misma época. En este sentido, encontramos un interesante trabajo en que los autores proyectaron modelos de nicho ecológico de *Abies pinsapo* y *Abies alba* hacia el Holoceno Medio y Máximo Interglacial del Cuaternario, y contrastaron los resultados con registros fósiles (pólenes) de estas mismas especies (Alba-Sánchez *et al.*, 2010). Con respecto al pinsapo, resultó consistente la proyección de zonas favorables para la especie en las montañas orientales y la presencia de registros fósiles en la vecindad. El interés de esta aproximación radica en que, con los datos adecuados, sería factible una aproximación hacia el escrutinio de la plasticidad ecológica de la especie en ambientes pasados y condiciones muy diferentes a las actuales o semejantes a las futuras.

4.4.2. Más allá de los modelos. Adaptación al cambio global.

Nuestros modelos proyectaron un retroceso del área de distribución potencial de la especie. Pero la potencialidad y viabilidad de una especie va más allá de los factores que introducimos en un correlativo. Realmente, los modelos de nicho ecológico cuando son proyectados, registran los ambientes de favorabilidad que más se parecen a los escenarios de calibración. Y los resultados son útiles, pero están lejos de ser absolutamente concluyentes.

Aunque pueda inferirse de los resultados de muchas investigaciones, el paradigma mecanicista de los modelos de nicho ecológico no siempre es un condicionante, porque estos

modelos pueden nutrirse de aproximaciones dinámicas, que consideren no sólo los datos de presencia como simples positivos en clave binaria, sino incorporando una dimensión ecofisiológica (Kearney y Porter, 2009). No es lo mismo un registro de presencia de un árbol de 500 años que de una plántula de la misma especie. Expresan diferentes escalas temporales y, probablemente, la expresión de diferentes ambientes. Así podemos encontrar bosques relictos con árboles centenarios donde la regeneración es inexistente y lugares donde una especie que nunca estuvo comienza a colonizar su vecindad.

Necesitamos aproximaciones complementarias y sinérgicas. Por otra parte, también encontramos áreas donde la especie podría persistir en el futuro, pero no conocemos con certeza si la especie será capaz de adaptarse al ritmo de los nuevos cambios en el momento en el que estos se estén produciendo (Serra-Diaz et al., 2014), en este sentido volvemos a insistir sobre la importancia de los estudios paleoecológicos.

Realmente, nuestros modelos proyectan las tolerancias ambientales del pinsapo hacia los escenarios futuros, pero no cómo se comportará la especie en los nuevos escenarios, aunque cabe esperar que allí donde la especie se encuentre fuera del rango de tolerancia ambiental, comenzará a experimentar un retroceso dada su escasa plasticidad ecológica. De acuerdo con Matías *et al.* (2012), podríamos interpretar la evolución futura del pinsapo según el modelo en el que describen los estadios del frente de retroceso de las especies vulnerables (e. g. *Pinus Sylvestris*) al calentamiento global (Matías y Jump, 2012): resiliencia, declive y relictos. De este modo, el pinsapo podría atravesar una primera fase de resiliencia en la que se mantendrían las poblaciones más o menos estables, básicamente por la longevidad de las especies arbóreas, a pesar de las condiciones para la especie serían cada vez menos favorables. Superada esta fase, sucedería un declive poblacional porque las tasas de reclutamiento de la especie se reducirían drásticamente. Aunque los individuos adultos podrían resistir, cada vez se darían peores condiciones para la regeneración por la vía del reclutamiento natural de nuevos individuos. En este punto, con una población más envejecida, se acelerarían los procesos de decaimiento forestal. En una tercera etapa, sólo persistirían poblaciones relictas en pequeños microambientes.

Se sabe que el aumento del CO₂ atmosférico aumenta el crecimiento, la eficiencia del uso del agua de la fotosíntesis y puede aliviar parcialmente los efectos nocivos del calentamiento y la sequía. Sin embargo, en áreas donde ocurren severos y prolongados episodios de sequía, la fotoinhibición y la limitación metabólica a la fotosíntesis pueden impedir que las especies mediterráneas aprovechen el mayor CO₂ atmosférico, hecho que probablemente ralentizaría la recuperación después del final de la estación seca (Bussotti et al., 2013). Las especies más sensibles serán aquellas que se encuentran en el límite de su distribución. Por el contrario, se

espera que los árboles termófilos tengan una mayor difusión, ya que el estrés por frío invernal se verá reducido por el calentamiento. Pero las especies no son islas, conviven e interaccionan entre sí, dependen de una comunidad, y pueden verse favorecidas o perjudicadas por la convivencia (Morelli y Tryjanowski, 2015).

En el caso del pinsapo, su regeneración podría verse favorecida por la presencia de un dosel arbóreo proporcionado por especies más adaptadas a la sequía que le permitan un ambiente más húmedo en sus estadios iniciales. El reto consiste en conseguir que todas estas variables puedan incorporarse a los modelos. Variables como las edáficas, porque, si bien es cierto que el pinsapo, según los modelos, sólo encontraría un nicho climático favorable en los lugares más elevados, también es cierto que estas áreas se corresponden con los sitios más desprovistos de suelo, zonas donde la especie actualmente no está presente, y donde no sabemos si la especie podrá asentarse y echar raíces. Además, las desviaciones de nuestras predicciones fueron elevadas en estos ambientes.

No podemos omitir la influencia del ser humano. En el área de estudio, la estructura demográfica y diversidad de las poblaciones de *Abies pinsapo* está muy influenciada por la desigual presión antrópica ejercida en los distintos montes sujetos a diferentes sistemas de explotación en el pasado (Linares et al., 2011). En sentido inverso, también hemos de comentar la influencia positiva del ser humano, concretada en los programas de recuperación de especies, que en el caso de Andalucía se concreta en el Plan de Recuperación del Pinsapo aprobado por la Junta de Andalucía, donde se incluyen estrategias activas de conservación y regeneración de la especie. Por estas razones, la investigación sobre el rendimiento y la plasticidad ecológica de diferentes genotipos, sobre la selección de especies nodriza y sobre técnicas de plantación y manejo puede tener una importancia estratégica para el manejo forestal adaptativo en un escenario de cambio global.

La incorporación de todos estos componentes podría mejorar ostensiblemente la utilidad de los modelos de distribución de especies en el ámbito de la planificación y conservación de la biodiversidad (Tulloch et al., 2016). Cada vez más, aparecen evidencias que demuestran que las aproximaciones basadas en modelos de nicho ecológicos pueden proporcionar una primera aproximación razonable de la magnitud de los posibles cambios de rango de la especie, especialmente cuando faltan datos más detallados sobre dinámica de dispersión, procesos demográficos que respaldan el desempeño de la población y cambio en la cobertura del suelo (Fordham et al., 2017). En este punto, más allá de la ecología, la Geografía debe reivindicar su papel como ciencia no reduccionista y holística y liderar un rol como disciplina integradora de los contenidos geográficos (Pitman, 2005).

Finalmente, con objeto de garantizar un máximo nivel de salvaguarda del *Abies pinsapo*, considerando el denominado principio de precaución, tal y como se recoge en el artículo 191 del Tratado de Funcionamiento de la Unión Europea, pensamos que sería necesario el más amplio rango de protección para el núcleo de la Serranía de Ronda, tanto en las áreas donde el pinsapo actualmente está presente, como en aquellas donde podría prosperar en aras de una mayor conectividad ecológica de las comunidades asociadas a la especie que redunde en un mayor plasticidad y resiliencia del pinsapo ante los cambios previstos. En esta dirección, apoyamos la declaración del Parque Nacional de la Sierra de las Nieves, pero también apoyamos la propuesta que incluye Sierra Bermeja (Gómez Zotano et al., 2014) dentro de los límites que abarcaría un gran Parque Nacional de la Serranía de Ronda, en tanto que la viabilidad de la especie estará condicionada por la existencia de una amplia superficie protegida que conecte las poblaciones dispersas y el desarrollo de una estrategia de conservación que también integre socio-económicamente (y socio-ecológicamente) los municipios del entorno en un marco común, protegiendo además una de las áreas de mayor endemidad de la península Ibérica (Mendoza-Fernández et al., 2015).

4.5. CONCLUSIONES

Nuestros resultados confirman la idoneidad de los modelos estadísticos y predictivos con base en la teoría del nicho ecológico para modelar la distribución potencial del *Abies pinsapo* en la Serranía de Ronda y proyectarla hacia el futuro según los escenarios de cambio climático previstos.

La metodología, basada en un muestreo sistemático de registros de presencia y ausencia, y la selección y calibración estadística de las variables ambientes más importantes, permite testar hipótesis de trabajo y maximizar la eficiencia de los predictores empleados y la capacidad discriminante de los modelos predictivos calibrados con datos de presencia / background y evaluados con datos de presencia / ausencia.

El análisis de los escenarios de cambio climático constituye un paso fundamental para incorporar las anomalías climáticas en los modelos de distribución proyectados hacia el futuro. Existe un amplio abanico de modelos de circulación atmosférica muy variables entre sí. El denominador común entre todos es la tendencia, que en la zona de estudio se concreta hacia el alza de las temperaturas y un incremento de la aridez del medio. Estas anomalías fueron implementadas en los predictores.

El área de distribución potencial actual para el pinsapo abarca buena parte de la Serranía de Ronda, y está muy vinculada con los valores mínimos de temperatura y radiación solar, y en menor medida, con los máximos de precipitación. Nuestros modelos de nicho ecológico

proyectados hacia el futuro según los distintos escenarios de cambio climático previstos en el 5º Informe del IPCC, nos permiten concluir que el pinsapo será una especie muy vulnerable ante el calentamiento global, puesto que su distribución potencial podría verse muy alterada, en tanto que las áreas más favorables retrocederían a los lugares más elevados y sombríos, pudiendo incluso desaparecer en un escenario de altas emisiones a finales del siglo XXI. Está por demostrar cómo afectará estos cambios a la especie en un escenario de cambio global en el marco de una gestión activa y adaptativa.

4.6. REFERENCIAS

- Alba-Sánchez, F., López-Sáez, J.A., Benito de Pando, B., Linares, J.C., Nieto-Lugilde, D., López-Merino, L. 2010. Past and present potential distribution of the Iberian *Abies* species: A phytogeographic approach using fossil pollen data and species distribution models. *Diversity and Distributions* 16: 214-228.
- Alexander, L. V., Zhang, X., Peterson, T.C., Caesar, J., Gleason, B., Klein Tank, A.M.G., Haylock, M. et al. 2006. Global observed changes in daily climate extremes of temperature and precipitation. *Journal of Geophysical Research Atmospheres* 111: .
- Alizoti, P.G., Fady, B., Prada, M.A., Vendramin, G.G. 2011. *EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use of Mediterranean firs (Abies spp.)*.
- Allouche, O., Tsoar, A., Kadmon, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223-1232.
- Anderson, R.P., Raza, A. 2010. The effect of the extent of the study region on GIS models of species geographic distributions and estimates of niche evolution: Preliminary tests with montane rodents (genus *Nephelomys*) in Venezuela. *Journal of Biogeography* 37: 1378-1393.
- Araújo, M., Whittaker, R. 2005. Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. *Global Ecology and Biogeography* 14: 529-538.
- Araújo, M.B., Rahbek, C. 2006. How does climate change affect biodiversity? *Science (New York, N.Y.)* 313: 1396-1397.
- Asensi Marfil, A., Díez Garretas, B. 1999. Biogeografía, bioclimatología y paisaje vegetal de la provincia de Málaga. En *Elementos de los paisajes de la provincia de Málaga*, pp. 23-38. Servicio de Publicaciones de Universidad de Málaga.
- Austin, M. 2007. Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling* 200: 1-19.
- Barbosa, F.G., Schneck, F. 2015. Characteristics of the top-cited papers in species distribution predictive models. *Ecological Modelling* 313: 77-83.
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S.P., Peterson, A.T., Soberón, J., Villalobos, F. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling* 222: 1810-1819.
- Benito, B.M., Lorite, J., Pérez-Pérez, R., Gómez-Aparicio, L., Peñas, J. 2014. Forecasting plant range collapse in a mediterranean hotspot: When dispersal uncertainties matter. *Diversity and Distributions* 20: 72-83.
- Bowles, G. 1782. *Introducción a la historia natural y a la geografía física de España*. Imprenta

Real, Madrid.

- Box, E.O. 1981. Predicting physiognomic vegetation types with climate variables. *Vegetatio* 45: 127-139.
- Breiman, L. 2001. Random forests. *Machine Learning* 45: 5-32.
- Buentgen, U., Brazdil, R., Heussner, K.-U., Hofmann, J., Kontic, R., Kyncl, T., Pfister, C. et al. 2011. Combined dendro-documentary evidence of Central European hydroclimatic springtime extremes over the last millennium. *QUATERNARY SCIENCE REVIEWS* 30: 3947-3959.
- Bussotti, F., Ferrini, F., Pollastrini, M., Fini, A. 2013. The challenge of Mediterranean sclerophyllous vegetation under climate change: From acclimation to adaptation. *Environmental and Experimental Botany* 103: 80-98.
- Caudullo, G., Tinner, W. 2016. *Abies* - Circum-Mediterranean firs in Europe: distribution, habitat, usage and threats. En *European Atlas of Forest Tree Species*, European Commission.
- Cook, J., Oreskes, N., Doran, P.T., Anderegg, W.R.L., Verheggen, B., Maibach, E.W., Carlton, J.S. et al. 2016. Consensus on consensus : a synthesis of consensus estimates on human - caused global warming. *Environmental Research Letters* 11: 1-24.
- Coumou, D., Rahmstorf, S. 2012. A decade of weather extremes. *NATURE CLIMATE CHANGE* 2: 491-496.
- Crowley, T.J., North, G.R. 1988. Abrupt Climate Change and Extinction Events in Earth History. *Science* 240: 996-1002.
- Darwin, C. 1859. *On the Origin of Species by Means of Natural Selection, or the Preservation of Favoured Races in the Struggle for Life*. Murray, J. (ed.),. John Murray, London.
- Demangeot, J. 1989. *Los medios naturales del globo*. Masson, Barcelona.
- Demeritt, D. 2001. The construction of global warming and the politics of science. *ANNALS OF THE ASSOCIATION OF AMERICAN GEOGRAPHERS* 91: 307-337.
- Dering, M., Sekiewicz, K., Boratynska, K., Litkowiec, M., Iszkulo, G., Romo, A., Boratynski, A. 2014. Genetic diversity and inter-specific relations of western Mediterranean relic *Abies* taxa as compared to the Iberian *A. alba*. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 209: 367-374.
- Efron, B. 1981. Nonparametric estimates of standard error: The jackknife, the bootstrap and other methods. *Biometrika* 68: 589-599.
- Esteban-Parra, M.J., Rodrigo, F.S., Castro-Diez, Y. 1998. Spatial and temporal patterns of precipitation in Spain for the period 1880–1992. *International Journal of Climatology* 18: 1557-1574.

- Felicísimo, Á.M., Muñoz, J., Mateo, R.G., Villalba, C.J. 2012. Vulnerabilidad de la flora y vegetación españolas ante el cambio climático. *Ecosistemas* 21: 1-6.
- Ferre Bueno, E. 1999. Las unidades naturales de la provincia de Málaga. En *Elementos de los paisajes de la provincia de Málaga*, pp. 13-22.
- Ferreras Chasco, C., Fidalgo Hijano, C. 1991. *Biogeografía y edafogeografía*. Síntesis, Madrid.
- Ferreras Fernández, C. 2005. *Historia del clima mediterráneo*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Región de Murcia, Murcia.
- Fick, S., Hijmans, R.. 2017. Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37: 4302–4315.
- Fielding, A.H., Bell, J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24: 38-49.
- Fischer, E.M., Knutti, R. 2015. Anthropogenic contribution to global occurrence of heavy-precipitation and high-temperature extremes. *Nature Climate Change* 5: 560-564.
- Fisher, H.J. 2002. Macroecology: new, or biogeography revisited? *Nature* 417: 787.
- Fordham, D.A., Bertelsmeier, C., Brook, B.W., Early, R., Ara, M.B., Neto, D., Brown, S.C. 2017. How complex should models be ? Comparing correlative and mechanistic range dynamics models. *Global Change Biology* In press: 1-15.
- Franklin, J. 2009. *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Press, C. U. (ed.),. Cambridge University Press, New York.
- Franklin, J. 1995. Predictive vegetation mapping: geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Progress in Physical Geography* 19: 474-499.
- Gallien, L., Münkemüller, T., Albert, C.H., Boulangeat, I., Thuiller, W. 2010. Predicting potential distributions of invasive species: where to go from here? *Diversity and Distributions* 16: 331-342.
- García, L. 2003. Controlling the false discovery rate in ecological research. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 553–554.
- Giampoudakis, K., Marske, K.A., Borregaard, M.K., Ugan, A., Singarayer, J.S., Valdes, P.J., Rahbek, C., Nogués-Bravo, D. 2016. Niche dynamics of Palaeolithic modern humans during the settlement of the Palaearctic. *Global Ecology and Biogeography* 26: 1-12.
- Gómez Moreno, M. 2012. La Serranía de Ronda: configuración física y articulación del poblamiento. *Takurunna* 2: 121-150.
- Gómez Zotano, J., Román Requena, F., Hidalgo Triana, N., Pérez Latorre, A. V. 2014. Biodiversidad y valores de conservación de los ecosistemas serpentínicos en España. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 65: 187-206.

- González-Hidalgo, J.C., Brunetti, M., de Luis, M. 2011. A new tool for monthly precipitation analysis in Spain: MOPREDAS database (monthly precipitation trends December 1945-November 2005). *International Journal of Climatology* 31: 715-731.
- Gonzalez-Hidalgo, J.C., Peña-Angulo, D., Brunetti, M., Cortesi, N. 2015. MOTEDAS: A new monthly temperature database for mainland Spain and the trend in temperature (1951-2010). *International Journal of Climatology* 35: 4444-4463.
- Grabherr, G., Gottfried, M., Paull, H. 1994. Climate effects on mountain plants. *Nature* 369: 448.
- Graham, M.H. 2003. Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. *Ecology* 84: 2809-2815.
- Guerrero, J., Cáceres, F., Giménes de Azcarate, F., Moreira, J. 2013. The Spanish Fir Tree (*Abies pinsapo*): foreseeable behaviour and management criteria faced with climate change. En *Ecogenes Conference. Adapting to global change in the Mediterranean hotspot*, Seville.
- Guisan, A., Edwards, T.C. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions : setting the scene. *Ecological Modelling* 157: 89-100.
- Guisan, A., Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1009.
- Guisan, A., Thuiller, W., Zimmermann, N.E. 2017. *Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Guisan, A., Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Gutiérrez-Hernández, O., Cámara-Artigas, R., García, L. V. 2017. Nicho ecológico y distribución geográfica del pinsapo (*Abies pinsapo*. Boiss). *Takurinna* 6-7: 59-88.
- Hedenstrom, A., Barta, Z., Helm, B., Houston, A.I., McNamara, J.M., Jonzen, N. 2007. Migration speed and scheduling of annual events by migrating birds in relation to climate change. *CLIMATE RESEARCH* 35: 79-91.
- Hewitt, G. 1999. Post-glacial re-colonization of European biota. *Biological Journal of the Linnean Society* 68: 87-112.
- Hewitt, G. 2000. The genetic legacy of the Quaternary ice ages. *Nature* 405: 907-913.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P.J., Hooten, A.J., Steneck, R.S., Greenfield, P., Gomez, E., Harvell, C.D. et al. 2007. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification.

Science 318: 1737-1742.

Hughes, A.C. 2017. Mapping priorities for conservation in Southeast Asia. *Biological Conservation* 209: 395-405.

Humboldt, A. Von. 1805. *Essai sur le Géographie des Plantes*. Schoell, Lebrault & CO, París.

IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge Univ. Press, New York.

James, G., Witten, D., Hastie, T., Tibshirani, R. 2013. *An Introduction to Statistical Learning*. Springer.

Kearney, M., Porter, W. 2009. Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology letters* 12: 334-50.

Kent, M. 2005a. Biogeography and macroecology. 2: 256-264.

Kent, M. 2005b. Biogeography and macroecology. *Progress in Physical Geography* 29: 256-264.

Kouba, Y., Camarero, J.J., Alados, C.L. 2012. Roles of land-use and climate change on the establishment and regeneration dynamics of Mediterranean semi-deciduous oak forests. *Forest Ecology and Management* 274: 143-150.

Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73: 1943-1967.

Linares, J.C. 2011. Biogeography and evolution of *Abies* (Pinaceae) in the Mediterranean Basin: The roles of long-term climatic change and glacial refugia. *Journal of Biogeography* 38: 619-630.

Linares, J.C., Camarero, J.J., Carreira, J.A. 2010. Competition modulates the adaptation capacity of forests to climatic stress: Insights from recent growth decline and death in relict stands of the Mediterranean fir *Abies pinsapo*. *Journal of Ecology* 98: 592-603.

Linares, J.C., Carreira, J. a. 2006. El pinsapo, abeto endémico andaluz. O, ¿Qué hace un tipo como tú en un sitio como éste? *Ecosistemas* 15: 171-191.

Linares, J.C., Carreira, J.A., Ochoa, V. 2011. Human impacts drive forest structure and diversity. Insights from Mediterranean mountain forest dominated by *Abies pinsapo* (Boiss.). *European Journal of Forest Research* 130: 533-542.

Linares, J.C., Delgado-Huertas, A., Camarero, J.J., Merino, J., Carreira, J.A. 2009. Competition and drought limit the response of water-use efficiency to rising atmospheric carbon dioxide in the Mediterranean fir *Abies pinsapo*. *Oecologia* 161: 611-624.

Lobo, J.M., Jiménez-Valverde, A., Hortal, J. 2010. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography* 33: 103-114.

- Lobo, J.M., Jiménez-Valverde, A., Real, R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17: 145-151.
- Lomolino, M. V., Riddle, B.A., Whittaker, R.J. 2016. *Biogeography*. Sinauer Associates. Oxford University Press.
- López-Tirado, J., Hidalgo, P.J. 2014. A high resolution predictive model for relict trees in the Mediterranean-mountain forests (*Pinus sylvestris* L., *P. nigra* Arnold and *Abies pinsapo* Boiss.) from the south of Spain: A reliable management tool for reforestation. *Forest Ecology and Management* 330: 105-114.
- López-Tirado, J., Hidalgo, P.J. 2016. Predictive modelling of climax oak trees in southern Spain: insights in a scenario of global change. *Plant Ecology* 217: 451-463.
- Martínez Enamorado, V. 2013. Cómo llamaban los andalusíes al pinsapo. *Takurinna* 3: 364-372.
- Matías, L., Jump, A.S. 2012. Interactions between growth, demography and biotic interactions in determining species range limits in a warming world: The case of *Pinus sylvestris*. *Forest Ecology and Management* 282: 10-22.
- Meaza, G., Arozarena Concepción, M.E., Beltrán Yanes, E., Cadiñanos Aguirre, J.A., Ferreras Chasco, C., Lozano Valencia, P., Molina Holgado, P. et al. 2000. *Metodología y práctica de la biogeografía*. Serbal (ed.),. Serbal, Barcelona.
- Mendoza-Fernández, A.J., Pérez-García, F.J., Martínez-Hernández, F., Salmerón-Sánchez, E., Medina-Cazorla, J.M., Garrido-Becerra, J.A., Martínez-Nieto, M.I. et al. 2015. Areas of endemism and threatened flora in a Mediterranean hotspot: Southern Spain. *Journal for Nature Conservation* 23: 35-44.
- Milne, R.I., Abbott, R.J. 2002. *The origin and evolution of tertiary relict floras*.
- Mod, H.K., Scherrer, D., Luoto, M., Guisan, A. 2016. What we use is not what we know: Environmental predictors in plant distribution models. *Journal of Vegetation Science* 27: 1308-1322.
- Morelli, F., Tryjanowski, P. 2015. No species is an island: Testing the effects of biotic interactions on models of avian niche occupation. *Ecology and Evolution* 5: 759-768.
- Naimi, B., Araújo, M.B. 2016. sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography* 39: 368-375.
- Naimi, B., Skidmore, A.K., Groen, T.A., Hamm, N.A.S. 2011. Spatial autocorrelation in predictors reduces the impact of positional uncertainty in occurrence data on species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 38: 1497-1509.
- Nicholls, R.J., Klein, R.J.T. 2005. Climate change and coastal management on Europe's coast.

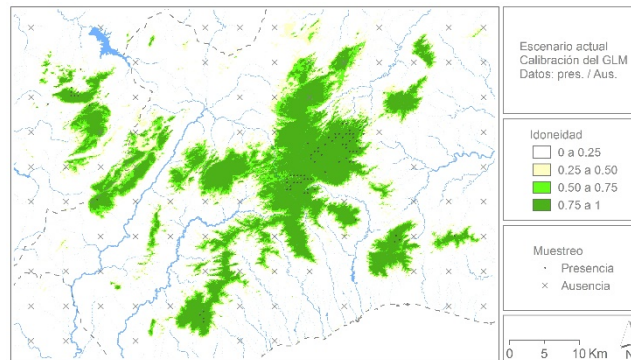
- En Vermaat, JE and Bouwer, L and Turner, K and Salomons, W. (ed.), *Managing European Coasts - Past, Present and Future*, Environmental Science, pp. 199-226. SPRINGER-VERLAG BERLIN, HEIDELBERGER PLATZ 3, D-14197 BERLIN, GERMANY.
- Nogués-Bravo, D. 2009. Predicting the past distribution of species climatic niches. *Global Ecology and Biogeography* 18: 521-531.
- Nogués Bravo, D. 2003. El estudio de la distribución espacial en la biodiversidad: concepto y métodos. *Cuadernos de investigación geográfica* 29: 67-82.
- Oreskes, N. 2010. Evaluation (Not Validation) Models Quantitative. *Environmental Health* 106: 1453-1460.
- Oreskes, N. 2005. The Scientific Consensus on Climate Change. *Science* 306: 1686.
- Pearson, R.G., Dawson, T.P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *GLOBAL ECOLOGY AND BIOGEOGRAPHY* 12: 361-371.
- Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M., Peterson, A.T. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *JOURNAL OF BIOGEOGRAPHY* 34: 102-117.
- Peña-Angulo, D., Brunetti, M., Cortesi, N., Gonzalez-Hidalgo, J.C. 2016. A new climatology of maximum and minimum temperature (1951–2010) in the Spanish mainland: a comparison between three different interpolation methods. *International Journal of Geographical Information Science* 30: 2109-2132.
- Peterson, A.T., Soberón, J., Pearson, R.G., Anderson, R.P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., Bastos Araujo, M. 2011. *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Petit, J.R., Jouzel, J., Raynaud, D., Barkov, N.I., Barnola, J.M., Basile, I., Bender, M. et al. 1999. Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostok ice core, Antarctica. *Nature* 399: 429-436.
- Phillips, S.J., Dudi, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent : new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161-175.
- Pitman, A.J. 2005. On the role of Geography in Earth System Science. *Geoforum* 36: 137-148.
- R Core Team. 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing. *R Foundation for Statistical Computing*.
- de Rigo, D., Caudullo, G., San-Miguel-Ayanz, J., Barredo, J.I. 2017. *Robust modelling of the impacts of climate change on the habitat suitability of forest tree species*. Publications Office of the European Union.
- Ripple, W.J., Wolf, C., Galetti, M., Newsome, T.M., Alamgir, M., Crist, E., Mahmoud, M.I.,

- Laurance, W.F. 2017. World Scientists' Warning to Humanity: A Second Notice. *BioScience* 67: 1026–1028.
- Rodríguez Martínez, F. 1977. *La serranía de Ronda. Estudio geográfico*. Confederación Española de Cajas Ahorro, Madrid.
- Rubio Recio, J.M. 1989. *Biogeografía. Paisajes vegetales y vida animal*. Síntesis, Madrid.
- Ruddiman, W.F. 2003. The anthropogenic greenhouse era began thousands of years ago. *CLIMATIC CHANGE* 61: 261-293.
- Ruiz Sinoga, J.D., Garcia Marin, R., Martinez Murillo, J.F., Gabarron Galeote, M.A. 2011. Precipitation dynamics in southern Spain: Trends and cycles. *International Journal of Climatology* 31: 2281-2289.
- Screen, J.A., Simmonds, I. 2010. The central role of diminishing sea ice in recent Arctic temperature amplification. *NATURE* 464: 1334-1337.
- Serra-Diaz, J.M., Franklin, J., Ninyerola, M., Davis, F.W., Syphard, A.D., Regan, H.M., Ikegami, M. 2014. Bioclimatic velocity: The pace of species exposure to climate change. *Diversity and Distributions* 20: 169-180.
- Stirling, I., Lunn, N.J., Iacozza, J. 1999. Long-term trends in the population ecology of polar bears in western Hudson Bay in relation to climatic change. *ARCTIC* 52: 294-306.
- Suc, J.-P. 1984. Origin and evolution of the Mediterranean vegetation and climate in Europe. *Nature* 307: 429-432.
- Tejedor, E., Saz, M.A., Cuadrat, J.M., Esper, J., de Luis, M. 2016. Temperature variability of the Iberian Range since 1602 inferred from tree-ring records. *Climate of the Past Discussions* 13: 93-105.
- Tiffney, B.H., Manchester, S.R. 2001. The Use of Geological and Paleontological Evidence in Evaluating Plant Phylogeographic Hypotheses in the Northern Hemisphere Tertiary. *International Journal of Plant Sciences* 162: S3-S17.
- Tulloch, A.I.T., Sutcliffe, P., Naujokaitis-Lewis, I., Tingley, R., Brotons, L., Ferraz, K.M.P.M.B., Possingham, H. et al. 2016. Conservation planners tend to ignore improved accuracy of modelled species distributions to focus on multiple threats and ecological processes. *Biological Conservation* 199: 157-171.
- Valladares, F. 2009. 9520 Abetales de *Abies pinsapo* Boiss. En *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*, pp. 90. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.

- Wallace R., A. 1876. The Geographical Distribution Of Animals. Vol. 1. *Harper & Brothers* 1: 574.
- Waters, C.N., Zalasiewicz, J., Summerhayes, C., Barnosky, A.D., Poirier, C., Ga uszka, A., Cearreta, A. et al. 2016. The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. *Science* 351: 137-148.
- Zachos, J., Pagani, M., Sloan, L., Thomas, E., Billups, K. 2001. Trends, rhythms, and aberrations in global climate 65 Ma to present. *Science* 292: 686-693.
- Zheng, B., Agresti, a. 2000. Summarizing the predictive power of a generalized linear model. *Statistics in medicine* 19: 1771-1781.

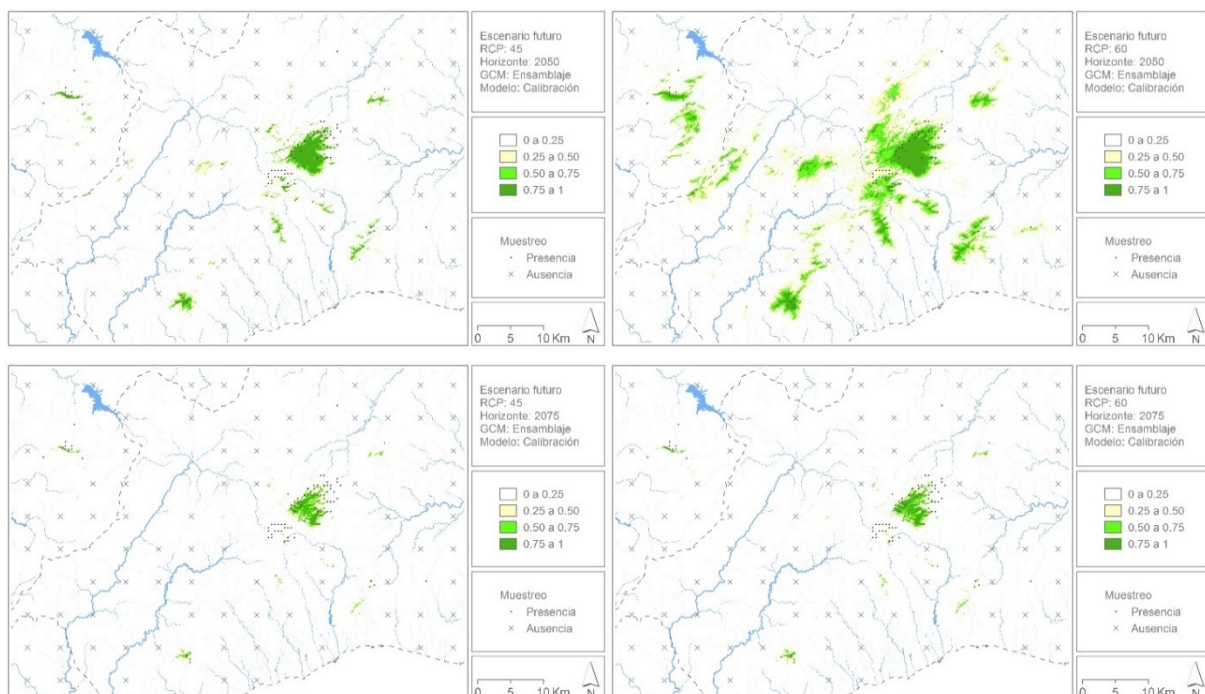
4.7. ANEXO I. Cartografía del modelo estadístico (GLM)

Figura 14. Impacto del cambio climático en la distribución potencial del pinsapo. Escenario actual.

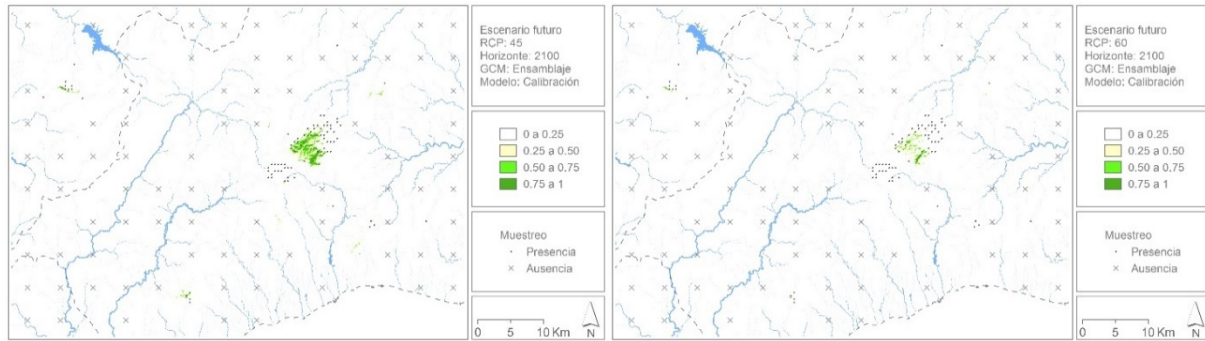


Fuente: Elaboración propia.

Figura 15. Impacto del cambio climático en la distribución potencial del pinsapo. Escenarios de emisiones intermedias.

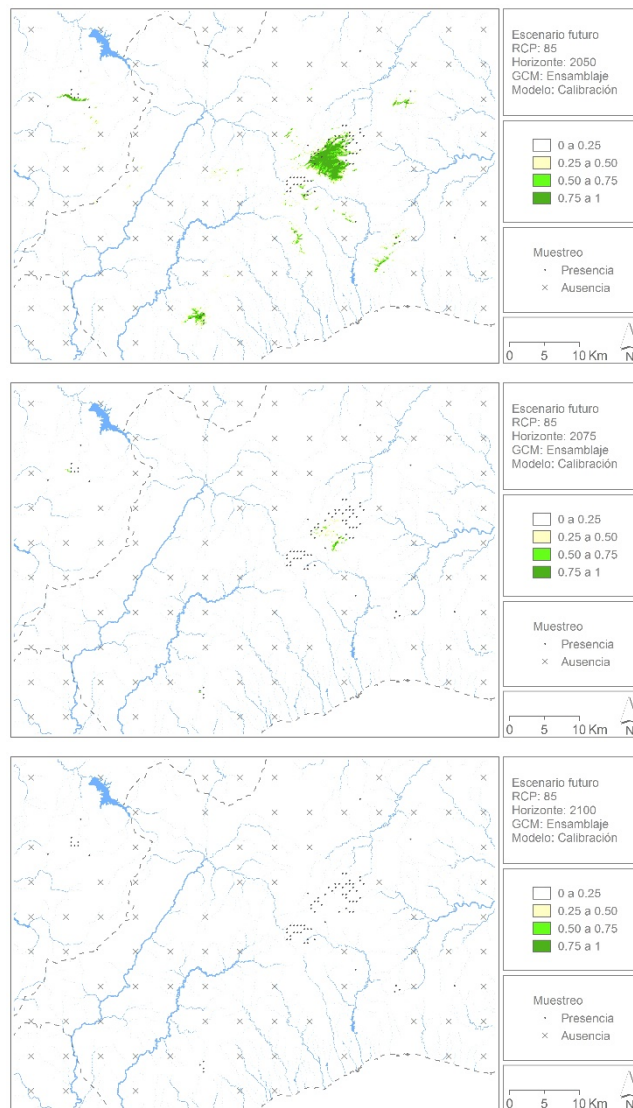


Continúa en la página siguiente.



Fuente: Elaboración propia.

Figura 16. Impacto del cambio climático en la distribución potencial del pinsapo. Escenarios con altas emisiones.



Fuente: Elaboración propia

Regeneración de los pinsapares béticos. Análisis de tendencia interanual y estacional del NDVI

Referencia

Este capítulo se corresponde con el artículo Gutiérrez-Hernández, O., Cámara-Artigas, R. y García, L. V, 2018. Regeneración de los pinsapares béticos. Análisis de tendencia interanual y estacional del NDVI. *Pirineos. Revista de Ecología de Montaña* 173: e035. DOI: <https://doi.org/10.3989/pirineos.2018.173002>

Indicios de calidad

La revista Pirineos es una publicación indexada en la **Web of Science: Zoological Record**, **SCOPUS**, CWTS Leiden Ranking (Journal indicators), REDIB y DOAJ.

5.1. INTRODUCCIÓN

El pinsapo (*Abies pinsapo*. Boiss) es un endemismo Ibérico (Bético) cuyas poblaciones se localizan en la Serranía de Ronda². Forma parte de la estirpe de los abetos circum-mediterráneos, especies con un antepasado común que evolucionaron de manera homóloga desde el Terciario en función de las pulsaciones climáticas del Cuaternario, aprovechando microambientes favorables en las principales cadenas montañosas que bordean la Cuenca Mediterránea (Alizoti et al., 2011; Linares, 2011).

En al-Ándalus se empleaba el fitónimo “Juayha” para referirse al pinsapo, un término que también se utilizaba para designar a los abetos rifeños (Martínez Enamorado, 2013). También reconocido como abeto -concretamente “abete”- a finales del siglo XVIII (Bowles, 1782), en la zona de Málaga adoptó la denominación de pinsapo a partir del fitónimo “pinabeto”, que parece derivar de *Pinus* (pino) y *saPinus* (abeto), mientras que la zona de Cádiz se denominaba pino, de ahí el topónimo de Sierra del Pinar (Grazalema). Aunque ya fue descrito por Simón de Rojas Clemente y Rubio, su identificación científica corresponde a Edmund Boissier, muy probablemente influido por el trabajo del botánico español (Cabezudo *et al.*, 2010).

Es un árbol de porte piramidal que puede alcanzar hasta los 30 m de altura, con un tronco de hasta 1 m de diámetro, si bien en condiciones naturales no suele sobrepasar los 20 m (López, 2007). Florece entre abril y mayo y forma las piñas entre junio y octubre, un periodo relativamente largo, quizás como respuesta a la sequía estival, diseminando las semillas a continuación (Pérez-Latorre & Cabezudo, 2012). Desde el punto de vista ecofisiológico, las principales diferencias con respecto al otro abeto que habita en la península Ibérica, *Abies alba*, son su mejor adaptación a la sequía y su menor tolerancia al frío (Peguero-Pina et al., 2011; Sancho-Knapik et al., 2014).

La última revisión sobre la distribución actual de los abetos circum-mediterráneos (San-Miguel-Ayanz et al., 2016), muestra que la mayor parte de ellos persisten en poblaciones pequeñas y medianas en las principales alineaciones montañosas, localizadas en lugares que presentan unas elevadas precipitaciones invernales y una prolongada sequía estival. En general, los abetos tienden a formar rodales puros cuando se encuentran en hábitats óptimos. Hoy en día, con la excepción del abeto blanco (*Abies alba*) y el abeto del Cáucaso (*Abies*

² En el presente trabajo, la denominación Serranía de Ronda abarca el sentido geográfico-histórico más amplio. El *Abies marocana* ha sido catalogado como *Abies pinsapo* var. *marocana*, si bien los últimos hallazgos consideran los abetos marroquíes *Abies marocana* y *Abies tazaotana* como única especie, pero diferenciada del *Abies pinsapo* (Dering et al., 2014). Todos ellos están genéticamente estrechamente relacionados y pueden hibridarse fácilmente, tal vez como consecuencia de la especiación tardía durante el Cuaternario tardío.

nordmanniana), los abetos circum-mediterráneos no presentan un gran interés comercial. Sin embargo, la conservación de los abetos circum-mediterráneos ha cobrado una importancia capital, especialmente en aquellas especies con áreas de distribución muy restringidas, con la creación de reservas protegidas y programas de conservación.

Según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, International Union for Conservation of Nature), el pinsapo es considerada una especie en peligro de extinción por la existencia de poblaciones fragmentadas en las que se han observado, inferido y / o proyectado diversos procesos de decaimiento. Según los mismos criterios, la especie se encuentra incluida en la Lista Roja de la Flora Vasculare Española y, conforme la Directiva 92/43/CEE, dentro del Hábitat de Interés Comunitario 9520 “Abetales de *Abies pinsapo* Boiss”. El pinsapo está catalogado “En Peligro de Extinción” (EN) dentro del Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas del Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LAESPE) emanado de la Ley 8/2003 de la Flora y Fauna Silvestre de Andalucía.

La Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía viene realizando acciones de manejo del pinsapar orientadas a garantizar la conservación del hábitat y reducir los factores de riesgo. Entre ellas destacan: reforestaciones experimentales en áreas antes habitadas por la especie o afectadas por incendios, resguardo de algunas zonas con cerramiento ganadero, protección individual de aquellos individuos que se hallaban aislados, empleo de tratamientos fitosanitarios para fortalecer las poblaciones contra las plagas, eliminación de pies muertos de pinsapo también para el control de incendios y plagas, etc. También se han desarrollado actuaciones de conservación “ex situ” dentro de la Red Andaluza de Jardines Botánicos y más concretamente a través de la Red de Viveros mediante el Laboratorio de Propagación Vegetal y a través del Banco de Germoplasma Vegetal Andaluz.

La mayor parte de estas acciones se iniciaron a mediados de la década de los noventa del siglo XX, se incrementaron en la primera década del siglo XXI con la puesta en marcha de la Red de Equilibrios Biológicos en ecosistemas con presencia de *Abies pinsapo* (Navarro-Cerrillo & Calzado Martínez, 2004), y finalmente se han formalizado en el Plan de Recuperación del Pinsapo aprobado por la Junta de Andalucía. Se han diagnosticado diferentes amenazas que afectan a los pinsapares Béticos: los incendios forestales, el sobrepastoreo, el aislamiento de las poblaciones, la modificación y fragmentación del hábitat, la incidencia de los patógenos, el calentamiento global y sus efectos en el clima de la zona, la hibridación del pinsapo, la contaminación atmosférica y la propia estructura demográfica de las poblaciones (López Quintanilla, 2013; Caudullo & Tinner, 2016).

El proyecto de Ley de Medidas Frente al Cambio Climático de la Comunidad Autónoma de Andalucía (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, 2017) recoge los principales impactos derivados del calentamiento global en la región, así como un programa de mitigación y adaptación ante los nuevos escenarios climáticos previstos. Como hemos comentado anteriormente en relación con el Plan de Recuperación del Pinsapo, buena parte de estas medidas ya se han puesto en práctica en el campo del manejo de la biodiversidad.

De acuerdo con los escenarios de cambio climático previstos por el 5º Informe del IPCC (IPCC, 2013), se auguran unas expectativas poco favorables para la supervivencia de *Abies pinsapo* hacia el horizonte del año 2100 (Gutiérrez Hernández, 2018). Sin embargo, la estrategia de conservación y recuperación del pinsapo impulsada por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía pretende a través de una gestión activa la adaptación de la especie a este escenario cambiante.

Dado que los efectos del cambio climático son cada vez más evidentes a escala global (Mauritsen & Pincus, 2017), y ya se están manifestando tendencias a escala local, incluso en los que respecta a las precipitaciones (Ruiz Sinoga et al., 2011), cabría esperar un posible efecto negativo sobre la dinámica de las formaciones forestales dominadas por *Abies pinsapo*. Sin embargo, también cabría esperar que todo el esfuerzo realizado por la Consejería de Medio Ambiente hubiera arrojado resultados esperanzadores en relación con la recuperación de los ecosistemas del pinsapo. Nuestra hipótesis apunta en esta segunda dirección, por lo menos a corto plazo.

Ante este complejo panorama, la monitorización de la vegetación por medio de la teledetección se presenta como uno de los sistemas más adecuados para registrar objetivamente la naturaleza de los cambios desde un punto de vista global y sistemático (Jones & Vaughan, 2010).

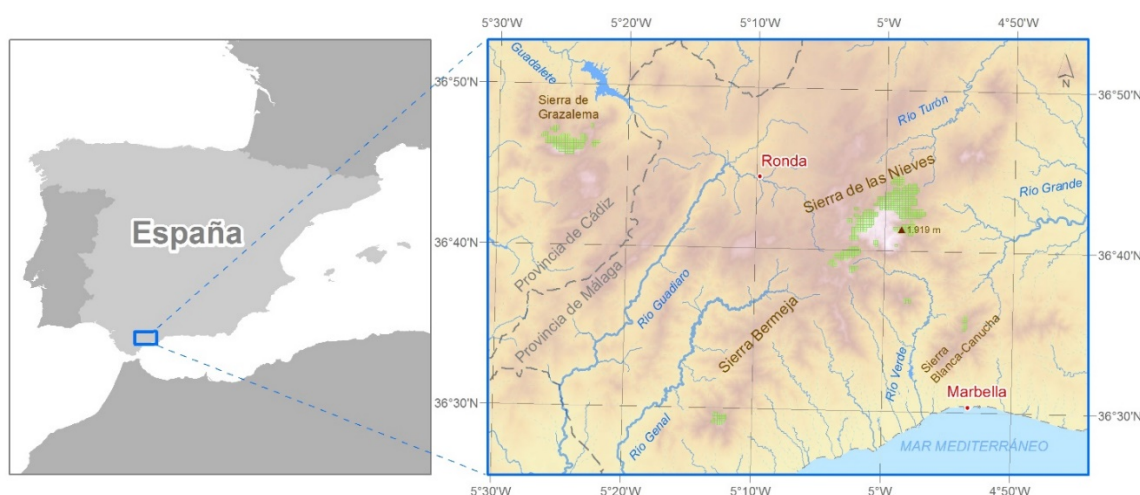
El objetivo general de este trabajo es estudiar la dinámica temporal, interanual y estacional, del vigor de la vegetación y fenología en las superficies forestales dominadas por *Abies pinsapo*. Se trata de identificar los cambios ocurridos a lo largo de los últimos quince años en los pinsapares de Andalucía y detectar las posibles tendencias a partir de información obtenida por el sensor MODIS, tomando como unidad de medida el NDVI con frecuencia mensual calculado desde el año 2002 hasta el año 2016, a una resolución espacial de 250 m, para componer una serie temporal de 180 imágenes de satélite, que consideramos lo suficientemente larga y consistente para realizar un primer diagnóstico sobre la evolución del pinsapar en los albores del siglo XXI.

5.2. METODOLOGÍA

5.2.1. Área de estudio

Las poblaciones de *Abies pinsapo* se distribuyen en su mayor parte por las sierras de las Nieves, Bermeja y Blanca en la provincia de Málaga, y la sierra de Grazalema en Cádiz, conjunto que se corresponde con el ámbito geográfico-histórico de la Serranía de Ronda (Figura 1).

Figura 1: Área de estudio.



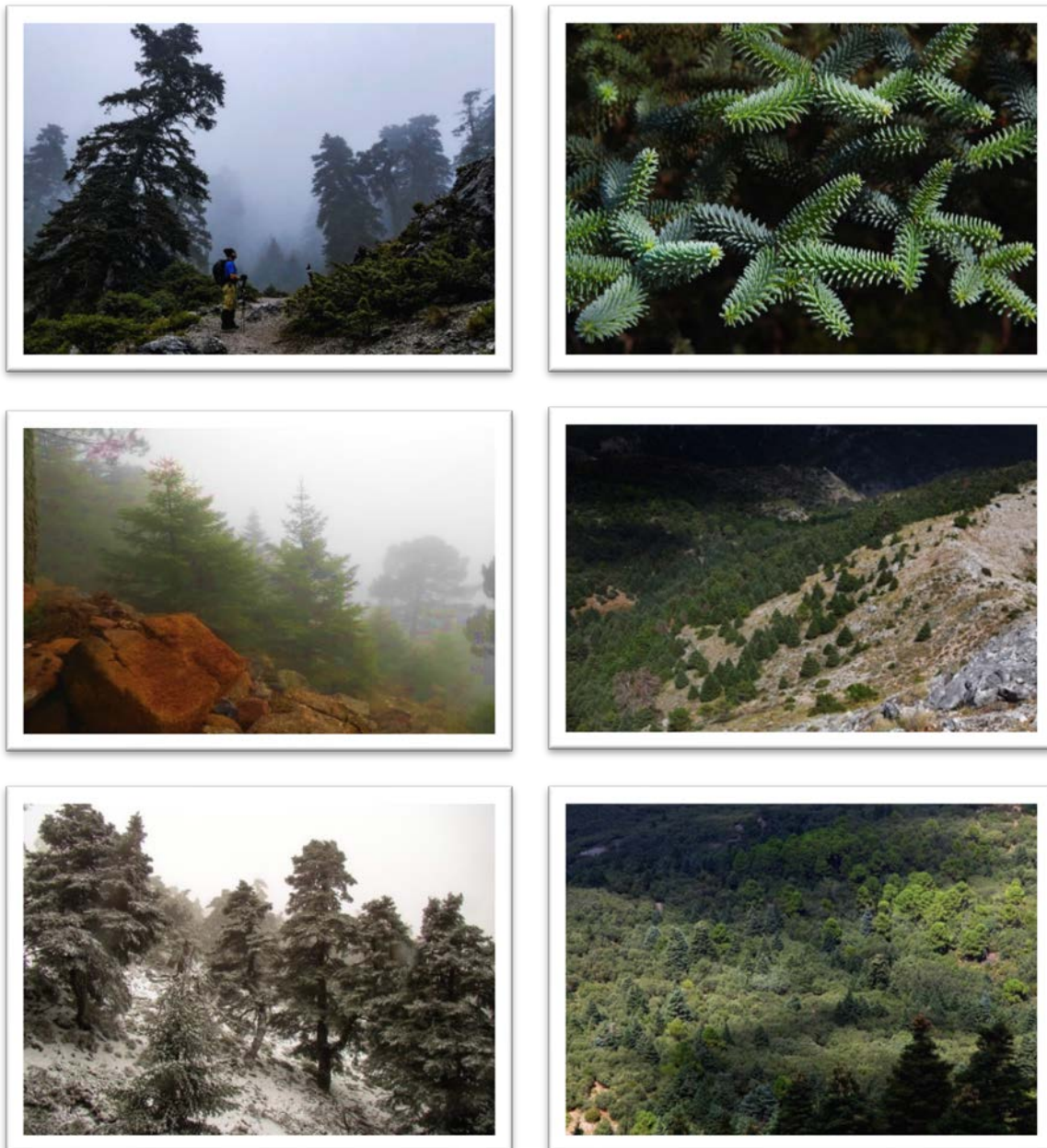
Fuente: Elaboración propia. A partir de DERA-IECA.

La especie habita entre los 700 y 1700 m de altura, excepcionalmente fuera de este rango, siendo más abundante en torno a los 1200 m de altitud, en laderas generalmente empinadas (35 % de pendiente media) y orientadas al norte (> 70 % de la superficie), y en lugares donde las lluvias superan los 800 mm (Gutiérrez-Hernández *et.al.*, 2017). Aunque la especie asoma frecuentemente sobre terrenos calizos, realmente es indiferente del sustrato, y es posible encontrarla sobre peridotitas, pizarras o gneises. En el límite inferior de su distribución, los pinsapares se entremezclan con formaciones mediterráneas de *Quercus rotundifolia*, *Quercus faginea*, *Quercus suber*, *Pinus halepensis* o *Pinus pinaster*. Por encima de los 1.200 m de altitud, el pinsapo tiende a formar bosques monoespecíficos (Valladares, 2009).

Por tanto, el pinsapo es un abeto claramente vinculado a los ecosistemas de montaña del suroeste de la península Ibérica, que aparece puntualmente en diferentes puntos de la Serranía de Ronda como consecuencia de una serie de vicisitudes biogeográficas; habita dentro de un rango de tolerancias bioclimáticas relativamente restringido, entre la media-alta montaña y la media montaña mediterránea, donde predominan los inviernos frescos y

húmedos, manifestando algunos registros propios de los bosques de coníferas templado boreales en los pisos superiores, pero dentro del contexto de un clima mediterráneo que impone la severidad de la sequía y una intensa evapotranspiración en el periodo estival y determina unas transiciones forestales que tienden hacia la mediterraneidad más propia de los pisos inferiores, donde el pinsapo se entremezcla con especies más termófilas (Figura 2).

Figura 2. (1) Pinsapar centenario monoespecífico; (2) Ramas y acículas del pinsapo; (3) Pinsapar sobre peridotitas; (4) Pinsapar sobre calizas; (5) Pinsapar cubierto de nieve en lugares elevados; (6) Bosque mixto: encinas, quejigos, pinos, y pinsapos.



Fotos: Paco G. Portillo (2,4,6), Ignacio Díaz Triviño (1,5), Javier Recio-Moreno (3).

5.2.2. Pre-procesamiento de imágenes de satélite del sensor MODIS

Empleamos un total de 180 imágenes MODIS para representar una serie con frecuencia mensual de 15 años de duración, entre enero de 2002 hasta diciembre de 2016, donde cada imagen registró el NDVI mensual calculado con las bandas 1 (rojo) y 2 (infrarrojo cercano) del sensor MODIS a bordo de los satélites Terra y Aqua (Rouse *et al.*, 1974), de acuerdo con las especificaciones técnica del MODIS Science Team (NASA).

La resolución de los datos de entrada se estableció a través de una malla regular de 250 metros, de acuerdo con la resolución espacial de las imágenes de satélite empleadas. Los datos georreferenciados se integraron en un Sistema de Información Geográfica (Grass GIS), donde definimos la misma región, máscara, resolución, alineación y codificación para todas las imágenes, y asimismo proyectamos los geodatos usando el sistema de coordenadas UTM ETRS89 HUSO 30.

Corregimos los píxeles con valores erróneos (nieve, nubes, errores de registro) a través de una adaptación del procedimiento de HANTS - Harmonic Analysis of Time Series (Roerink *et al.*, 2000) usando Terrset (Eastman, 2015). Aunque es posible generar una nueva serie en la que todos los píxeles son reemplazados por sus valores predichos basados en una regresión armónica, sólo aplicamos este procedimiento para rellenar los valores faltantes ajustando una regresión armónica a una ventana de tiempo y utilizando el valor de cada píxel predicho para reemplazar los píxeles faltantes. Como resultado del pre-procesamiento, obtuvimos una serie temporal completa, uniforme y coherente, válida para todo tipo de análisis estadísticos.

5.2.3. Estrategia de muestreo

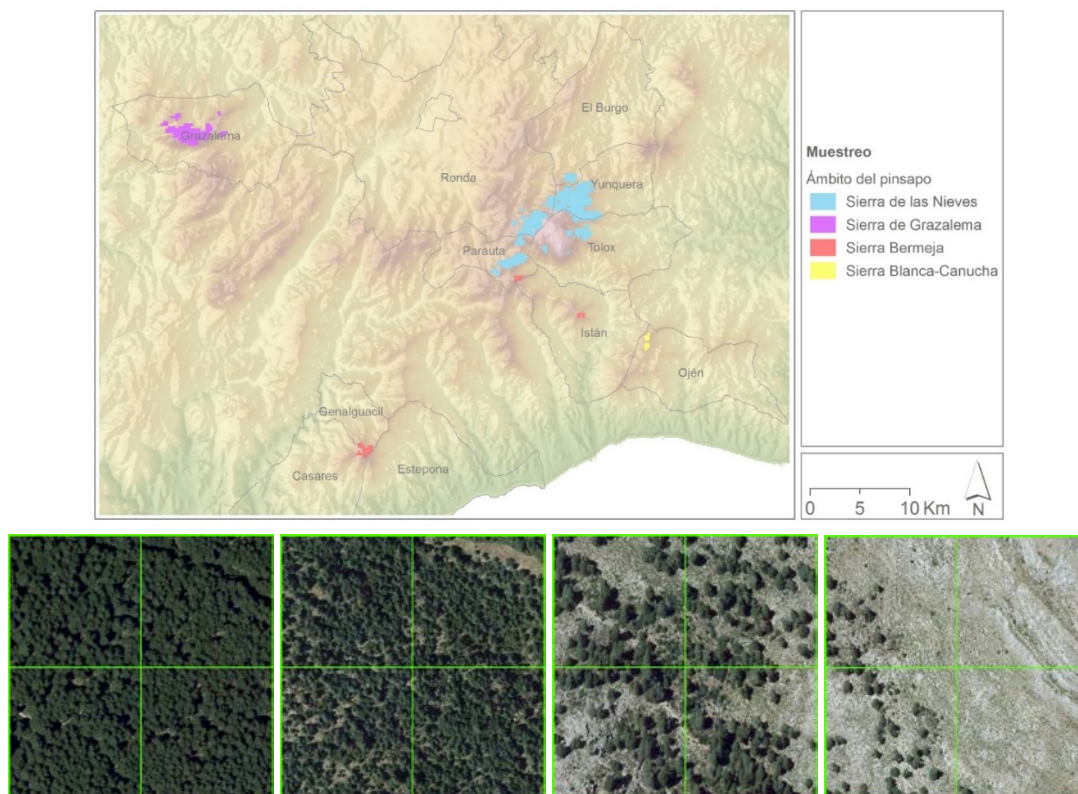
Adoptamos como referencia acerca de la distribución y delimitación de las superficies cubiertas parcial o totalmente por *Abies pinsapo*, la cartografía oficial del Hábitat de Interés Comunitario 9520 "Abetales de *Abies pinsapo* Boiss" (Valladares, 2009) producida por la REDIAM (Consejería de Medioambiente, Junta de Andalucía) en cumplimiento de la Directiva 92/43/CEE.

Dadas las limitaciones establecidas por la resolución espacial de las imágenes MODIS, que fijan una escala espacial de captura del fenómeno de 250 m, sobre la base de imágenes de satélite superpusimos una retícula de polígonos de 250 m de lado. En total, 573 polígonos incluyeron presencia del pinsapo. Utilizamos la ortofotografía más actualizada del PNOA, con fecha de captura julio de 2016, para proyectar (y validar, en su caso) los datos de la cartografía de referencia dentro de la malla. Hay que tener en cuenta que el NDVI registrado en cada rejilla de 250 m con presencia de pinsapo, puede informar sobre copas de pinsapos, copas de

otros árboles, arbustos o herbáceas e incluso la señal del roquedo. Es por este motivo por el que recurrimos a la fotointerpretación para caracterizar la información contenida en cada polígono con presencia de pinsapo. Así, dentro de cada polígono de 250 m de lado, generamos cuatro teselas de 125 m de lado para caracterizar la información contenida en el conjunto del polígono. Mediante la fotointerpretación, también distinguimos la presencia de formaciones arboladas mixtas y presencia de otras coberturas arbustivas, herbáceas o roquedo. Este trabajo se hizo para determinar con mayor exactitud qué dato reporta realmente el análisis de tendencia estacional sobre cada unidad espacial. Así pudimos discriminar cuándo un píxel informaba exclusivamente sobre copas de pinsapos o sobre otros elementos, incluidas las copas de pinsapo u otras especies. En la Figura 3 se ilustran las zonas muestreadas y un ejemplo de la fotointerpretación basada en las teselas de 125 m de lado incluidas en la malla de 250 m de lado que usamos para caracterizar las formaciones con presencia de pinsapo.

En definitiva, el muestreo precisó la máscara de análisis de los datos satelitales, y reportó las zonas (píxeles) con presencia de pinsapo: discriminamos poblaciones, formaciones, etc.

Figura 3: Diseño de muestreo y fotointerpretación. 1. Pinsapar muy denso. 2. Pinsapar denso 3. Pinsapar disperso. 4. Pinsapar aislado.



Fuente: Elaboración propia. A partir de REDIAM y PNOA.

5.2.4. Análisis estadístico

Una vez que las imágenes de satélite fueron pre-procesadas, analizamos los píxeles correspondientes a la zona de muestreo.

Primero, calculamos medidas de tendencia central y de dispersión del NDVI para caracterizar el estado general de las masas en las principales zonas (resultados en apartado 3.1). Después, realizamos un análisis de tendencia interanual, desestacionalizando la serie y estimando los siguientes parámetros que se indican seguidamente:

(i) Coeficiente de producto-momento de Pearson (R), entre los valores de cada píxel a través del tiempo y una serie perfectamente lineal (resultados en apartado 3.2). El valor R^2 informa sobre la linealidad de la serie, si bien es sensible al ruido en series cortas;

(ii) Prueba de Mann-Kendall o tendencia monótona (resultados en apartado 3.2), más robusta que la anterior, que mide el grado en que una tendencia aumenta o disminuye consistentemente en el tiempo. Un valor de +1 indica que la tendencia aumenta consistentemente y nunca disminuye. Un valor -1 indica todo lo contrario. Y un valor 0 indica que no hay una tendencia consistente. Estimamos la significación estadística (p) del valor de Mann-Kendall obtenido (Neeti & Eastman, 2011).

(iii) Finalmente, aplicamos la técnica de Análisis de Tendencia Estacional (STA, del inglés Seasonal Trend Analysis) desarrollada por ClarkLabs (Eastman et al., 2009, 2013).

El STA calcula una regresión armónica de imágenes anuales seguida de un análisis de Kendall de la amplitud y las fases de cada año generadas por la regresión armónica. La regresión armónica es similar al análisis de Fourier, pero permite la especificación de fechas julianas. Se utilizan dos o cuatro frecuencias para la regresión armónica con el fin de capturar las tendencias dominantes en los datos sin incluir el ruido de alta frecuencia (resultados en apartado 3.3).

Los resultados producen nuevas imágenes con pendiente, intercepto y significación estadística (Mann-Kendall), así un como compuestos para fases y amplitudes donde especifican las imágenes medianas desde el primer año hasta el último. De este modo, estimamos la curva tendencia estacional para cada periodo de referencia, basada en la mediana de dos años consecutivos, y calculamos los parámetros fenológicos básicos derivados de los periodos de reverdecimiento o *Green up* (*Green up onset* y *Green up phase*) y senescencia o *Green down* (*Green down onset* y *Green down phase*) (Zhang et al., 2003, 2012). Para el análisis de la fase del *Green up* y la fase del *Green down*, el umbral de la curva se estableció en el punto en que la cantidad de verde excede el 40 % de toda la trayectoria desde

el valor mínimo hasta el máximo (Eastman, 2015). Finalmente, cartografiamos los resultados del análisis de tendencia interanual y graficamos los resultados del análisis de tendencia estacional.

5.3. RESULTADOS

5.3.1. Estado general de las masas

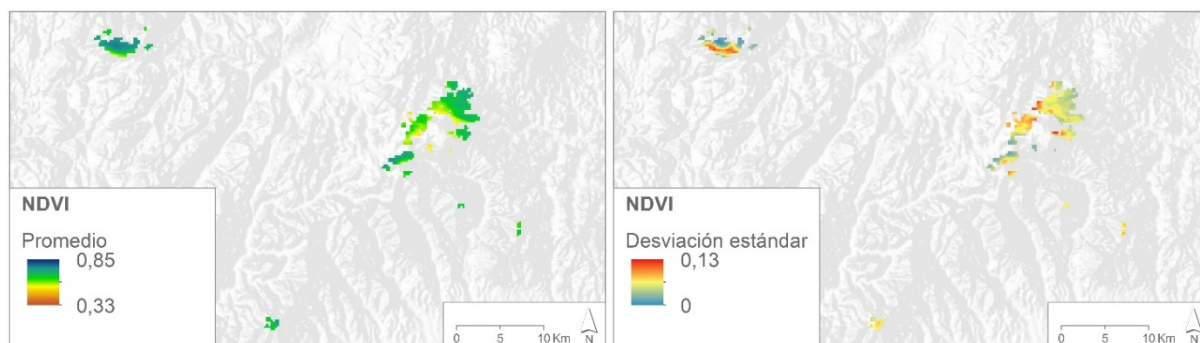
Los resultados sobre el estado de los pinsapares en las zonas se ilustran en la Tabla 1 y Figura 4. La mediana del NDVI para el conjunto de las áreas con presencia de *Abies pinsapo* fue de 0,68, mínimo en Sierra Blanca-Canucha (0,57) y máximo en Sierra de Grazalema (0,77). Observamos un aumento del NDVI de este a oeste, que fue consistente también cuando sólo consideramos los píxeles con dominancia de pinsapo. No obstante, los valores promedios del NDVI también estuvieron influenciados por las características de los recintos o fragmentos de paisaje con presencia de pinsapo, de modo que fragmentos más pequeños y con mayor densidad de bordes, mostraron un NDVI menor por la influencia de la señal del suelo (ruido). En esta dirección, encontramos cómo en las cotas más elevadas de la Sierra de las Nieves y Sierra de Grazalema, el NDVI fue menor.

Tabla 1: Estadísticas básicas del NDVI mensual en zonas con presencia de pinsapo.

Estadístico	S. de las Nieves	S. de Grazalema	S. Bermeja	S. Blanca-Canucha	Conjunto
n (malla 250 m)	401	125	37	10	573
Mínimo	0.338	0.442	0.524	0.553	0.338
Máximo	0.798	0.859	0.776	0.688	0.859
Mediana	0.633	0.776	0.648	0.577	0.685
Media	0.602	0.735	0.657	0.602	0.664
Desviación estándar	0.115	0.108	0.052	0.049	0.091

Fuente: Elaboración propia.

Figura 4: Promedio y desviación del NDVI mensual en los pinsapares.

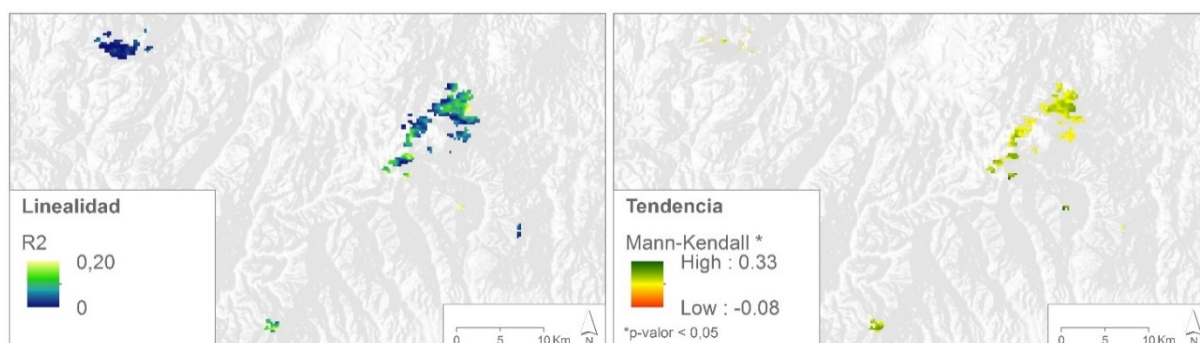


Fuente: Elaboración propia.

5.3.2. Cartografía de tendencia interanual

A grandes rasgos (Figura 5), encontramos una correlación lineal frente al tiempo positiva, máxima en los pinsapares de la Sierra de las Nieves y Sierra Bermeja (Los Reales, Cerro Abanto y Sierra del Real) y mínima en los pinsapares de la Sierra del de Grazalema, donde se dieron incluso valores negativos. En la misma dirección, según el test de tendencia de Mann-Kendall y su significación, la tendencia positiva fue consistente buena parte de los pinsapares de la Sierra de las Nieves y Sierra Bermeja. Por su parte, en la mayor parte del pinsapar de la Sierra de Grazalema y Sierra Blanca-Canucha, encontramos valores no significativos.

Figura 5: Tendencia interanual del NDVI en los pinsapares.



Fuente: Elaboración propia.

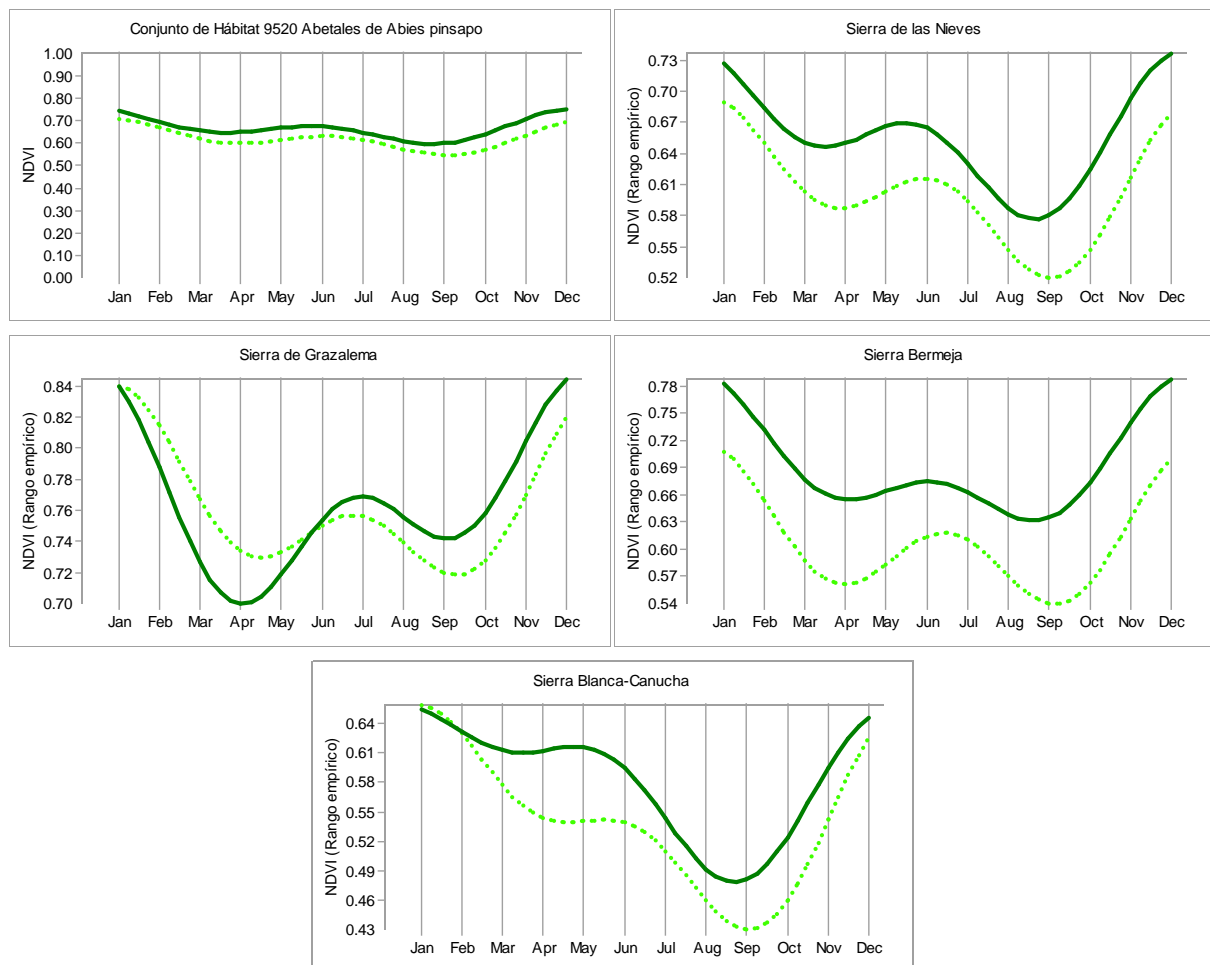
5.3.3. Análisis de tendencia estacional

Los resultados del análisis de tendencia estacional refrendaron y complementaron los análisis previos. En general, confirmamos la tendencia hacia el incremento del NDVI de los pinsapares. De acuerdo a las principales zonas (Figura 6), esta tendencia observada fue mayor en Sierra Bermeja y Sierra de las Nieves, por este orden, y en ambos casos resultó consistente

en todos los meses y estaciones. En Sierra Blanca-Canucha también se observó un incremento del NDVI, especialmente en primavera. Y en Sierra de Grazalema, de nuevo, no observamos una tendencia clara. También es cierto que esta zona tiene una mayor proporción de cobertura muy densa.

Caracterizamos dos periodos de reverdecimiento (*Green up*): una fase más intensa en otoño-invierno y otra secundaria en primavera-verano; y dos periodos de senescencia (*Green down*): invierno y verano. En general, los máximos del NDVI se mantuvieron en invierno, entre diciembre y enero, y los mínimos al final del verano. Hay que tener en cuenta que estos registros tienen en cuenta el conjunto de las masas, incluyendo presencia de otras cubiertas forestales.

Figura 6: Tendencia estacional de NDVI en las principales zonas. Línea discontinua: 2002; Línea continua: 2016.



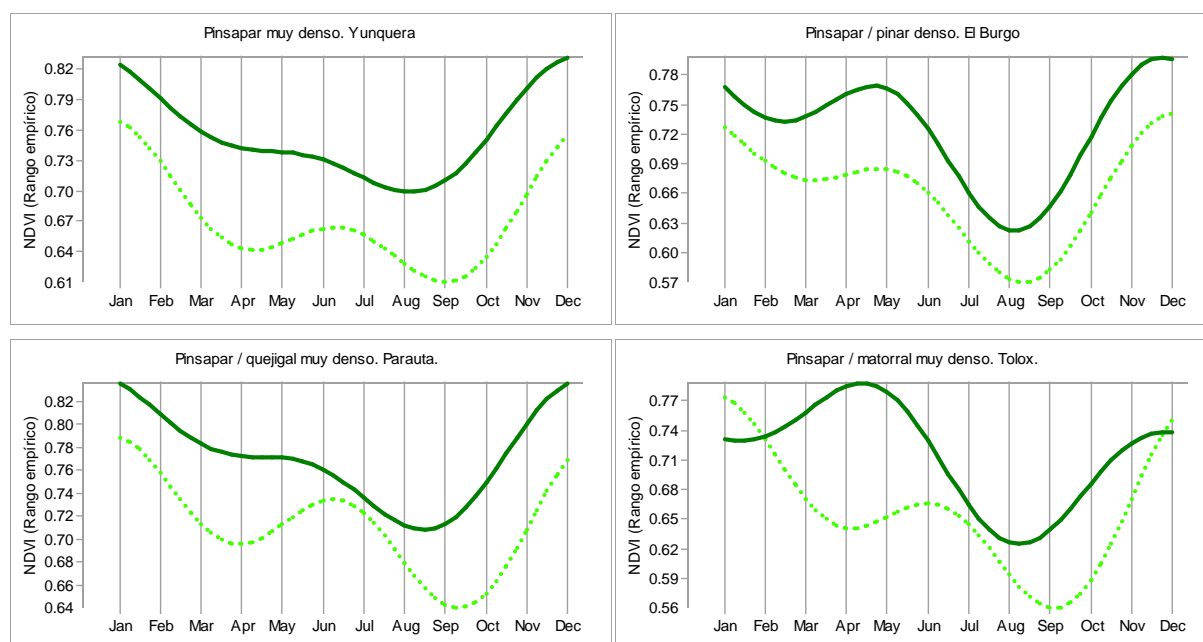
Fuente: Elaboración propia.

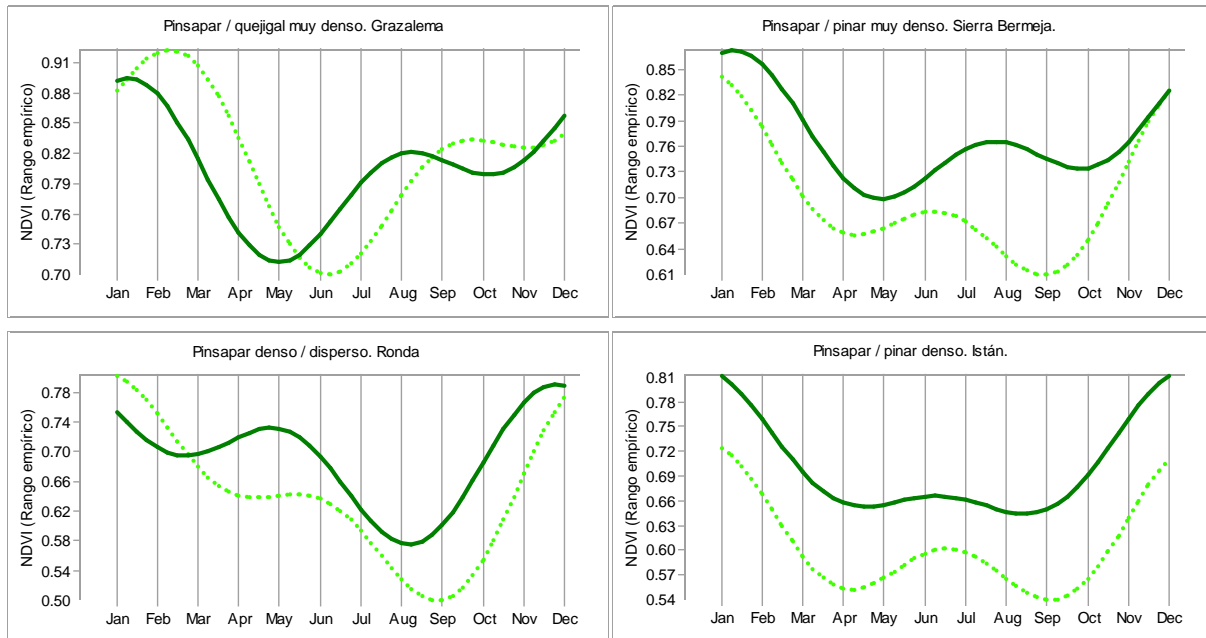
En el conjunto del área de estudio, la estructura demográfica y diversidad de las poblaciones de *Abies pinsapo* está muy influenciada por la desigual presión antrópica ejercida en los distintos montes sujetos a diferentes sistemas de explotación en el pasado (Linares *et al.*, 2011). Por este motivo, también analizamos la tendencia estacional del NDVI en distintas formaciones de *Abies pinsapo* localizadas en los diferentes municipios del área de estudio. Con la ayuda de la fotointerpretación, discriminamos las poblaciones de *Abies pinsapo* según sus niveles de cobertura y las especies o formaciones acompañantes en las coberturas representadas.

Cuando *Abies pinsapo* se halla próximo a su óptimo habita en formaciones densas, a menudo monoespecíficas, pero también formando bosques mixtos junto con otras especies de los géneros *Quercus* y *Pinus* en el estrato arbóreo. En la Figura 7, se ilustra la tendencia estacional del NDVI para el periodo 2002 a 2016 en los pinsapares más densos.

Incluso en los pinsapares más densos, observamos un aumento del NDVI consistente en todas las poblaciones, con la excepción del pinsapar de la Sierra del Pinar (Grazalema). No obstante, este pinsapar presentó los valores de NDVI más elevados. Todos los pinsapares densos de la Sierra de las Nieves, incluyendo los pinsapares monoespecíficos, los bosques mixtos y los pinsapares con matorral denso, mostraron una tendencia positiva del NDVI en todas las estaciones, con mayores tasas de incremento en las estaciones equinocciales.

Figura 7: Tendencia estacional de NDVI en bosques densos. Línea discontinua: 2002; Línea continua: 2016.

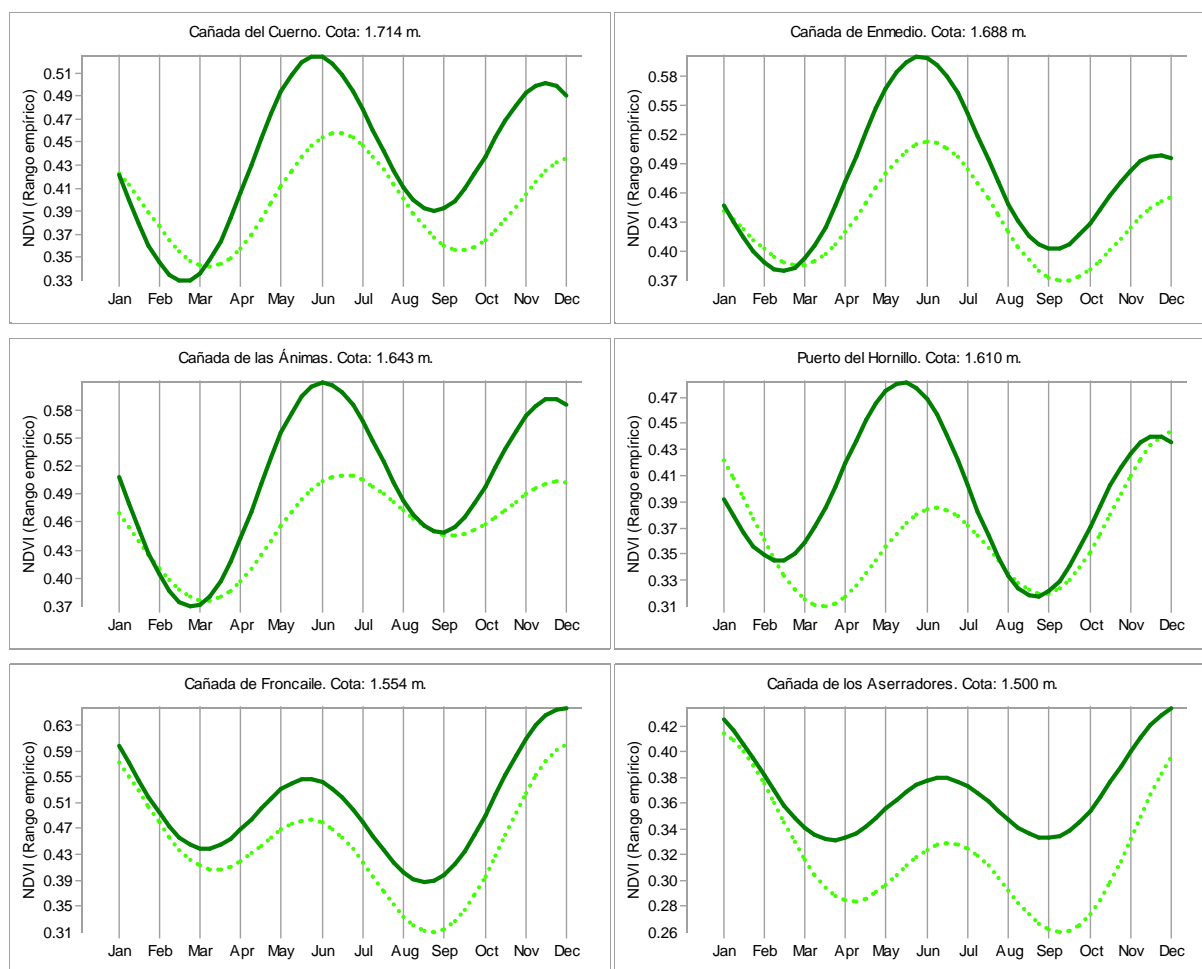




Fuente: Elaboración propia.

Por último, analizamos algunos pinsapares puros situados en la Sierra de las Nieves, ubicados en las cotas más elevadas (Figura 8). Desde el punto de vista ecológico, se trata de poblaciones que representan auténticos bioindicadores para la especie, ya que podrían evidenciar un pre-diagnóstico de la dinámica futura del pinsapar de acuerdo con la evolución prevista de las temperaturas. El pinsapar de Ronda (Cañada del Cuerno, Cañada de Enmedio, Cañada de las Ánimas) es uno de los más singulares, tanto por la longevidad de sus ejemplares centenarios, como por el rango altitudinal que presenta, alcanzando cotas por encima de los 1.700 metros de altitud sobre el nivel del mar. Por encima de los 1.700 m, el pinsapar de la Cañada del Cuerno mostró una dinámica positiva del NDVI, pero un destacable adelantamiento de la fase de reverdecimiento (*Green up phase*), de entre dos y tres semanas. Esta tendencia también se observó en los pinsapares de la Cañada de Enmedio y la Cañada de las Ánimas, con un adelantamiento general del reverdecimiento (*Green up*). Finalmente, en los pinsapares más extensos, los de Yunquera, también observamos un incremento del NDVI en todas las estaciones. Nuevamente, observamos un adelanto del *Green up* (*Green up onset* y *Green up phase*). Esta tendencia también se observó en los pinsapares más elevados de Yunquera (Puerto del Hornillo) y Tolox (Cañada de Froncaile, Cañada de los Aserradores). En general, observamos un incremento generalizado del NDVI, más intenso en los máximos; un adelanto del inicio del reverdecimiento (*Green up onset*) a febrero-marzo, junto con un incremento de la pendiente de la curva del *Green up phase*; y un retraso de la fase senescencia estival (*Green down phase*), pero esta última precedida de un adelanto del inicio de la senescencia (*Green down onset*).

Figura 8: Tendencia estacional de NDVI en los pinsapares de la Sierra de las Nieves.



Fuente: Elaboración propia.

5.4. DISCUSIÓN

Inicialmente, esta investigación se planteó como un pre-diagnóstico para verificar cuál de las hipótesis sobre la evolución futura de los pinsapares podría ser más factible a corto y medio plazo, a la vista de los datos aportados por el sensor MODIS.

Por un lado, partíamos de un conjunto de hipótesis basadas en investigaciones con base ecológica sobre los efectos del calentamiento global, que auguran unos escenarios negativos para la supervivencia de especies relictas con escasa plasticidad ecológica como *Abies pinsapo*. Por otro lado, consideramos la eficacia de las distintas medidas de manejo y gestión de los pinsapares llevadas a cabo por la administración competente en materia de medio ambiente en la región. Esta segunda se planteó como la hipótesis alternativa.

En principio, nuestros resultados apoyan la hipótesis alternativa y sugieren un éxito de la estrategia de conservación y regeneración de las formaciones con presencia de *Abies pinsapo*, por lo menos en la escala temporal considerada. Los resultados confirman que el aumento del NDVI es consistente en el tiempo y se puede corresponder con un proceso de regeneración de los pinsapares situados en la Sierra de las Nieves y Sierra Bermeja. En efecto, desde enero de 2002 hasta diciembre de 2016 se ha producido un proceso de reverdecimiento en todos los tipos de superficies forestales cubiertas con *Abies pinsapo*, incluso sobre sustratos ultramáficos en poblaciones situadas en cotas no muy elevadas, lo que avala la viabilidad de la especie en las sierras peritotíticas donde la especie estuvo presente en el Holoceno Medio y hoy es escasa por la recurrencia de los incendios forestales (Gómez-Zotano et al., 2017; Olmedo-Cobo et al., 2017). En este mismo periodo, se han sucedido años húmedos y años secos, y, de hecho, los últimos años se corresponden con un periodo seco. En el caso de la Sierra de Grazalema, el hecho de que la tendencia no fuera significativa permite inferir que estamos ante un pinsapar muy denso, maduro y estable (Arista, 1995; Abellanas et al., 2016).

Cabría pensar que el tamiz que impone la resolución espacial de 250 m de las imágenes del sensor MODIS ha supuesto una limitación insalvable para conocer el verdadero comportamiento espectral de la especie, pues la reflectancia de otras cubiertas forestales y no forestales también está contenida en el registro del NDVI de cada píxel. Pero descubrimos que la tendencia es consistente en casi todas las sierras, durante todos los meses y en las estaciones fenológicas, con distintos grados de cobertura y en las diferentes formaciones en las que se manifiestan los pinsapares, entre las cuales se incluyen pinsapares monoespecíficos densos cuyas copas casi monopolizan la reflectancia en numerosos píxeles muestreados. Por otra parte, esta resolución permite trabajar a escala de bosque monoespecífico y a escala de formaciones multi-específicas, porque las especies no son islas, conviven e interaccionan entre sí, dependen de una comunidad, y pueden verse favorecidas o perjudicadas por la convivencia (Morelli & Tryjanowski, 2015).

En este trabajo, también hemos puesto de manifiesto un adelantamiento de la fase de reverdecimiento (*Green up phase*) y un retraso de la fase de senescencia (*Green down phase*), hecho que podría estar relacionado con un incremento progresivo de la temperatura y la aridez, y que ya ha sido constatado a nivel global por otros autores (Badeck et al., 2004; Wang et al., 2015; Ma et al., 2016). Esta tendencia se corresponde con la Clase 1 reportada por Eastman et al. (2009), que incluye -entre otros- bosques mediterráneos y bosques templados de coníferas, donde se ha detectado un aumento del NDVI promedio (Amplitud 0) desde 1982, un adelanto de la fase de reverdecimiento y un retraso de la fase de senescencia por extensión de la estación de crecimiento. Este fenómeno ha sido detectado por los citados autores en áreas boscosas, y el adelanto del *Green up* es interpretado como una respuesta al incremento

de la temperatura (Richardson et al., 2013). Las estaciones de crecimiento más largas y más cálidas aumentan el secuestro de carbono (White et al., 2009), pero también aumentan la evapotranspiración y el estrés por la sequía (Zhang et al., 2009) y pueden aumentar la incidencia de incendios forestales (Westerling et al., 2006).

A nivel específico, el adelantamiento de la estación de crecimiento del pinsapo ha sido detectado por otros autores trabajando con técnicas de fenomorfología (Pérez-Latorre & Cabezudo, 2012). Se ha observado que el pinsapo es especialmente sensible a la falta de agua durante la primavera (Linares *et al.*, 2011). No resulta tan clara la explicación del retraso del periodo de senescencia (*Green down phase*), pero es posible que se deba al incremento de productividad neta de las formaciones boscosas, que produce un incremento de los valores máximos y un elongamiento de la curva del NDVI. En cualquier caso, este retraso del periodo de senescencia (*Green down phase*) viene acompañado por un sintomático adelanto del inicio del periodo de senescencia (*Green down onset*), hecho que está relacionado con el incremento de la temperatura. El pinsapo es una especie sensible al estrés hídrico que cierra los estomas rápidamente cuando existe poca disponibilidad de agua en el suelo (Sánchez-Salguero et al., 2015). En cualquier caso, hay que considerar las limitaciones que impone la escala espacial para determinar el fenómeno con exactitud, pues sería necesario contrastar los resultados estudiando la variabilidad a nivel de individuos (Laskurain et al., 2018).

Desde el punto de vista de la ecología funcional, el pinsapar “parece un bosque templado de coníferas pero que está sujeto a constricciones climáticas de tipo mediterráneo” (Linares & Carreira, 2006). Nuestros resultados corroboran esta afirmación que sugiere que la singularidad del pinsapar deriva de su carácter mixto, entre bosque templado boreal de coníferas y bosque mediterráneo. El pinsapo es una especie vulnerable a la sequía (Linares *et al.*, 2010), pero el manejo adecuado de las poblaciones puede contribuir a mitigar su efecto negativo sobre la especie (Lechuga et al., 2017). En este sentido, se ha puesto de manifiesto que la alta densidad de pies produce un efecto negativo en el estado fitosanitario de las masas (Navarro-Cerrillo & Calzado Martínez, 2004; Linares *et al.*, 2010).

Nuestros resultados parecen poner de manifiesto un efecto positivo de las estrategias de gestión activa y adaptativa de las poblaciones puestas en práctica hasta el momento, a pesar de que también se están notando los efectos del calentamiento global en los ciclos fenológicos. Dado que se estima que los peores efectos del calentamiento global están por llegar (Ripple et al., 2017), y los últimos modelos basados en los datos aportados por el 5º Informe del IPCC (IPCC, 2013) proyectan una reducción significativa del hábitat del pinsapo en la segunda mitad de la presente centuria (Gutiérrez Hernández, 2018), es muy posible que todavía no se hayan expresado los efectos más negativos del calentamiento global. Cuanto

menos, puede admitirse que el manejo de las poblaciones ha conseguido demorar los efectos más negativos. En este sentido, trabajos basados en el estudio de anillos de crecimiento de distintas especies del género *Abies* proyectan, siguiendo también los escenarios de emisiones del 5º Informe del IPCC, una reducción del crecimiento y un acortamiento de la estación óptima (Camarero & Gutiérrez, 2017; Sánchez-Salguero *et al.*, 2017).

Finalmente, en lo que se refiere a los factores que pueden limitar los resultados de esta investigación, hay que citar nuevamente la resolución espacial empleada y las limitaciones del NDVI. La resolución de 250 metros puede ser suficiente o no, dependiendo las características de la población estudiada. En los casos en que pudiera resultar insuficiente lo sería por la influencia de la señal espectral de otras cubiertas forestales o no forestales. En este sentido, no puede descartarse que ciertos procesos de reverdecimiento puedan estar camuflando el avance de unas especies (pino, encina) con respecto al pinsapo, aunque en el presente estudio hemos discriminado la mayor parte de estas interferencias, con ayuda de la fotointerpretación. Por otra parte, sería deseable comparar los resultados obtenidos con diferentes índices de vegetación, ya que algunos son más o menos sensibles a la señal del suelo o más adecuados cuando predominan niveles de cobertura forestal muy elevados (Jones y Vaughan, 2010).

5.5. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos confirman la hipótesis de que la gestión adaptativa de los pinsapares está produciendo un incremento del NDVI de las superficies cubiertas con pinsapos, por lo menos a la resolución espacial (250 m) y escala temporal (2002-2016) considerada en este trabajo. Se detecta un proceso de reverdecimiento generalizado que sugiere una regeneración de las principales masas con presencia del pinsapo. La tendencia fue significativa en casi todas formaciones y grados de cobertura. Por otro lado, revelamos un adelantamiento general de la fase de reverdecimiento (*Green up phase*) y un retraso de la fase de senescencia (*Green down phase*), aunque éste último va acompañado de un adelanto del inicio de la senescencia (*Green down onset*). Estas observaciones podrían estar relacionadas con el calentamiento global, pues también han sido reportadas por otros autores, si bien habría que considerar la existencia de cambios en la estructura poblacional de las masas.

Futuros trabajos sobre monitorización de la actividad vegetal y fenología de los pinsapares a través de imágenes de satélite y análisis estadístico de series temporales, deberían contemplar los siguientes aspectos: una extensión de la serie temporal para abordar los cambios fenológicos de la especie desde una perspectiva más amplia; un incremento de la frecuencia temporal de captura de los datos, para determinar con mayor precisión la datación

de los eventos fenológicos en el tiempo; una comparación entre distintos índices de vegetación; el análisis de series temporales superpuestas sobre variables independientes tales como temperaturas, precipitaciones, etc. para avanzar en el estudio de relaciones causales; la inclusión imágenes de mayor resolución espacial, para obtener una visión más precisa del comportamiento espectral de la especie a escala de rodal; y, finalmente, la realización de muestreos a pie de campo para correlacionar los datos verdad terreno con los datos obtenidos a partir las imágenes de satélite.

5.6. REFERENCIAS

- Abellanas, B., Abellanas, M., Pommerening, A., Lodaes, D., Cuadros, S. 2016. A forest simulation approach using weighted voronoi diagrams. An application to mediterranean fir *Abies pinsapo* Boiss stands. *Forest Systems* 25: e062, 16.
- Alizoti, P.G., Fady, B., Prada, M.A., Vendramin, G.G. 2011. *EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use of Mediterranean firs (Abies spp.)*.
- Arista, M. 1995. The structure and dynamics of an *Abies pinsapo* forest in southern Spain. *Forest Ecology and Management* 74: 81-89.
- Badeck, F.W., Bondeau, A., Böttcher, K., Doktor, D., Lucht, W., Schaber, J., Sitch, S. 2004. Responses of spring phenology to climate change. *New Phytologist* 162: 295-309.
- Bowles, G. 1782. *Introducción a la historia natural y a la geografía física de España*. Imprenta Real, Madrid.
- Cabezudo, B., Pérez-Latorre, A. V., Pavón Núñez, M. 2010. Nota sobre *Abies pinsapo* Clemente ex Boiss. y otras plantas andaluzas. *Acta Botanica Malacitana* 35: 195-204.
- Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 2017. *Proyecto de Ley de Medidas frente al Cambio Climático*. Sevilla.
- Dering, M., Sekiewicz, K., Boratynska, K., Litkowiec, M., Iszkulo, G., Romo, A., Boratynski, A. 2014. Genetic diversity and inter-specific relations of western Mediterranean relic *Abies* taxa as compared to the Iberian *A. alba*. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 209: 367-374.
- Eastman, J.R. 2015. TerrSet: Geospatial Monitoring and Modeling Software.
- Eastman, J.R., Sangermano, F., Ghimire, B., Zhu, H., Chen, H., Neeti, N., Cai, Y. et al. 2009. Seasonal trend analysis of image time series. *International Journal of Remote Sensing* 30: 2721-2726.
- Eastman, J.R., Sangermano, F., Machado, E.A., Rogan, J., Anyamba, A. 2013. Global trends in seasonality of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), 1982-2011. *Remote Sensing* 5: 4799-4818.
- Gómez-Zotano, J., Olmedo-Cobo, J.A., Cunill-Artigas, R., Martínez-Ibarra, E. 2017. Descubrimiento y caracterización geográfica de una depresión ultramáfica en Sierra Bermeja: nuevos datos geomorfoedáficos, fitogeográficos y paleoecológicos. *Pirineos* 172: 026.
- Gutiérrez-Hernández, O., Cámara-Artigas, R., García, L. V. 2017. Nicho ecológico y distribución geográfica del pinsapo (*Abies pinsapo* Boiss). *Takurinna* 6-7: 59-88.
- Gutiérrez Hernández, O. 2018. Impacto del calentamiento global en la distribución y supervivencia del pinsapo (Serranía de Ronda). *Boletín de la Asociación de Geógrafos*

Españoles 76: 504-549.

- IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge Univ. Press, New York.
- Jones, H.G., Vaughan, R.A. 2010. *Remote Sensing of Vegetation: Principles, Techniques, and Applications*. OUP Oxford, New York.
- Laskurain, N., Aldezabal, A., Odriozola, I., Camarero, J., Olano, J. 2018. Variation in the Climate Sensitivity Dependent on Neighbourhood Composition in a Secondary Mixed Forest. *Forests* 9: 43.
- Lechuga, V., Carraro, V., Viñegla, B., Carreira, J.A., Linares, J.C. 2017. Managing drought-sensitive forests under global change. Low competition enhances long-term growth and water uptake in *Abies pinsapo*. *Forest Ecology and Management* 406: 72-82.
- Linares, J.C. 2011. Biogeography and evolution of *Abies* (Pinaceae) in the Mediterranean Basin: The roles of long-term climatic change and glacial refugia. *Journal of Biogeography* 38: 619-630.
- Linares, J.C., Camarero, J.J., Carreira, J.A. 2010. Competition modulates the adaptation capacity of forests to climatic stress: Insights from recent growth decline and death in relict stands of the Mediterranean fir *Abies pinsapo*. *Journal of Ecology* 98: 592-603.
- Linares, J.C., Carreira, J. a. 2006. El pinsapo, abeto endémico andaluz. O, ¿Qué hace un tipo como tú en un sitio como éste? *Ecosistemas* 15: 171-191.
- Linares, J.C., Delgado-Huertas, A., Carreira, J.A. 2011. Climatic trends and different drought adaptive capacity and vulnerability in a mixed *Abies pinsapo*-*Pinus halepensis* forest. *Climatic Change* 105: 67-90.
- López, G. 2007. *Guía de los árboles y arbustos de la Península Ibérica*. Mundiprensa, Madrid.
- Ma, S., Pitman, A.J., Lorenz, R., Kala, J., Srbinovsky, J. 2016. Earlier green-up amplifies spring warming over Europe. *Geophysical Research Letters* 46: 582-589.
- Martínez Enamorado, V. 2013. Cómo llamaban los andalusíes al pinsapo. *Takurinna* 3: 364-372.
- Mauritsen, T., Pincus, R. 2017. Committed warming inferred from observations. *Nature Climate Change* 7: 652-655.
- Navarro-Cerrillo, R.M., Calzado Martínez, C. 2004. Establecimiento de una red de equilibrios biológicos en ecosistemas con presencia de pinsapo (*Abies pinsapo* Boiss.) en Andalucía. *Pirineos* 158-159: 107125.
- Neeti, N., Eastman, J.R. 2011. A Contextual Mann-Kendall Approach for the Assessment of Trend Significance in Image Time Series. *Transactions in GIS* 15: 599-611.

- Olmedo-Cobo, J.A., Cunill-Artigas, R., Martínez-Ibarra, E., Gómez-Zotano, J. 2017. Paleoecología de *Abies* sp. en Sierra Bermeja (sur de la Península Ibérica) durante el Holoceno medio a partir del análisis pedoantracológico. *Bosque (Valdivia)* 38: 259-270.
- Peguero-Pina, J.J., Sancho-Knapik, D., Cochard, H., Barredo, G., Villarroya, D., Gil-Pelegrín, E. 2011. Hydraulic traits are associated with the distribution range of two closely related Mediterranean firs, *Abies alba* Mill. and *Abies pinsapo* Boiss. *Tree Physiology* 31: 1067-1075.
- Pérez-Latorre, A. V., Cabezudo, B. 2012. Phenomorphology and ecomorphological traits in *Abies pinsapo*. A comparison to other Mediterranean species. *Phytocoenologia* 42: 15-27.
- Richardson, A.D., Keenan, T.F., Migliavacca, M., Ryu, Y., Sonnentag, O., Toomey, M. 2013. Climate change, phenology, and phenological control of vegetation feedbacks to the climate system. *Agricultural and Forest Meteorology* 169: 156-173.
- Ripple, W.J., Wolf, C., Galetti, M., Newsome, T.M., Alamgir, M., Crist, E., Mahmoud, M.I., Laurance, W.F. 2017. World Scientists' Warning to Humanity: A Second Notice. *BioScience* 67: 1026–1028.
- Roerink, G.J., Menenti, M., Verhoef, W. 2000. Reconstructing cloudfree NDVI composites using Fourier analysis of time series. *International Journal of Remote Sensing* 21: 1911-1917.
- Rouse, J., Haas, R., Schell, J. 1974. Monitoring the vernal advancement and retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation. *Texas A & M University* 1-8.
- Ruiz Sinoga, J.D., Garcia Marin, R., Martinez Murillo, J.F., Gabarron Galeote, M.A. 2011. Precipitation dynamics in southern Spain: Trends and cycles. *International Journal of Climatology* 31: 2281-2289.
- San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. 2016. *European Atlas of Forest Tree Species*. Publication Office of the European Union, Luxembourg.
- Sánchez-Salguero, R., Ortiz, C., Covelo, F., Ochoa, V., García-Ruíz, R., Seco, J.I., Carreira, J.A. et al. 2015. Regulation of water use in the southernmost European fir (*Abies pinsapo* Boiss.): Drought Avoidance Matters. *Forests* 6: 2241-2260.
- Sancho-Knapik, D., Peguero-Pina, J.J., Flexas, J., Herbette, S., Cochard, H., Niinemets, U., Gil-Pelegrín, E. 2014. Coping with low light under high atmospheric dryness: Shade acclimation in a mediterranean conifer (*Abies pinsapo* Boiss.). *Tree Physiology* 34: 1321-1333.
- Valladares, F. 2009. 9520 Abetales de *Abies pinsapo* Boiss. En *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*, pp. 90. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones.

- Wang, X., Piao, S., Xu, X., Ciais, P., Macbean, N., Myneni, R.B., Li, L. 2015. Has the advancing onset of spring vegetation green-up slowed down or changed abruptly over the last three decades? *Global Ecology and Biogeography* 24: 621-631.
- Westerling, A.L., Hidalgo, H.G., Cayan, D.R., Swetnam, T.W. 2006. Warming and earlier spring increase Western U.S. forest wildfire activity. *Science* 313: 940-943.
- White, M.A., de Beurs, K.M., Didan, K., Inouye, D.W., Richardson, A.D., Jensen, O.P., O'Keefe, J. et al. 2009. Intercomparison, interpretation, and assessment of spring phenology in North America estimated from remote sensing for 1982-2006. *Global Change Biology* 15: 2335-2359.
- Zhang, K., Kimball, J.S., Mu, Q., Jones, L.A., Goetz, S.J., Running, S.W. 2009. Satellite based analysis of northern ET trends and associated changes in the regional water balance from 1983 to 2005. *Journal of Hydrology* 379: 92-110.
- Zhang, X., Friedl, M., Tan, B., Goldberg, M., Yu, Y. 2012. Long-Term Detection of Global Vegetation Phenology from Satellite Instruments. En *Phenology and Climate Change*, pp. 297-320.
- Zhang, X., Friedl, M.A., Schaaf, C.B., Strahler, A.H., Hodges, J.C.F., Gao, F., Reed, B.C., Huete, A. 2003. Monitoring vegetation phenology using MODIS. *Remote Sensing of Environment* 84: 471-475.

La dimensión geográfica de las invasiones biológicas en el Antropoceno. El caso de *Xylella fastidiosa*

Referencia

Este capítulo se corresponde con el artículo Gutiérrez-Hernández, O. y García, L. V, 2019. La dimensión geográfica de las invasiones biológicas en el Antropoceno. El caso de *Xylella fastidiosa*. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 80: 1-32. DOI: <http://dx.doi.org/10.21138/bage.2771>

Indicios de calidad

Investigación ganadora del **Premio Nacional “Jesús García Fernández” para jóvenes investigadores** de la **Asociación de Geógrafos Españoles**, previa evaluación ciega de los trabajos presentados a la V edición (2018) del premio por el jurado, constituido por:

- Francisco Belmonte Serrato (Universidad de Murcia).
- Carmen Delgado Viñas (Universidad de Cantabria).
- Carmen García Martínez (Universidad de Castilla La Mancha).
- Luis Alfonso Hortelano Mínguez (Universidad de Salamanca).
- María Jesús Vidal Domínguez (Universidad Autónoma de Madrid).

La Revista Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles es una publicación indexada en la **Web of Science (WOS): Social Science Citation Index (SSCI)**.

Asimismo, Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles es una revista incluida en el Journal Citation Reports (Social Science Edition) y es también evaluada por SCImago Journal & Country Rank, LATINDEX, DICE, CARHUS PLUS +, ERIH PLUS, RESH y MIAR. Además, está indexada en Scopus, GeoRef, ISOC, Dialnet, CrossRef, REDIB, DOAJ, REBIB, EBSCO, CAB ABSTRACTS URBANDISC y SUNCAT.

6.1. INTRODUCCIÓN

6.1.1. Las invasiones biológicas y la emergencia de *Xylella fastidiosa*

El Antropoceno es considerado una época funcional y estratigráficamente diferente del Hocoleno (Waters et al., 2016). En esta nueva naturaleza ligada a los efectos del ser humano, una de las manifestaciones más orgánicas es la incesante recomposición del mapa biogeográfico de la Tierra, como consecuencia de la dispersión de especies exóticas inducida por la actividad humana (Capinha et al., 2015; Miraldo et al., 2016; Murray et al., 2015; Waters et al., 2016).

Entre las especies exóticas dispersadas por el hombre se cuentan numerosas especies invasoras con un gran potencial patogénico (Colautti et al., 2014; Murray, Olivero et al., 2018). Hasta el momento, los esfuerzos realizados para mitigar las invasiones biológicas no han sido del todo efectivos y algunos autores sostienen que se trata de un problema de difícil solución (Seebens et al., 2017). Por ejemplo, se estima que en los Estados Unidos de América existen actualmente más de 50.000 especies exóticas; dentro de las cuales, las especies invasoras provocan anualmente pérdidas económicas millonarias (Pimentel et al., 2005).

Xylella fastidiosa es una de las bacterias fitopatógenas más peligrosas del mundo (Mansfield et al., 2012; Rapicavoli, et al., 2018; Sicard et al., 2018; Wells et al., 1987). Se trata de una bacteria confinada en el xilema de las plantas cuya patogenicidad la convierte en un organismo potencialmente dañino para un gran número de cultivos leñosos (Figura 1). De acuerdo con los últimos datos de la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (European Food Safety Authority, EFSA) (actualizado a 13/01/2019), se ha encontrado *X. fastidiosa* en 563 especies hospedantes. Entre ellos destacan el olivo, el almendro, la vid o los cítricos (Hopkins, 1989; Araújo et al., 2002; Almeida y Purcell, 2003; Janse y Obradovic, 2010; Loconsole et al., 2014; Bucci, 2018). La bacteria se transmite por numerosos insectos vectores (cicadélidos y cercópodos), hemípteros chupadores que se alimentan a partir del xilema (Almeida, 2013; Morente et al., 2018). Se multiplica en el interior del xilema llegando a obstruir el flujo de savia en la planta (Lima et al., 1998; Redak et al., 2004; Almeida et al., 2013). Los síntomas varían según la especie y el estadio de la infección: clorosis, marchitez, necrosis foliar, hojas y ramas secas y decaimiento generalizado (Landa, et al., 2017). Por tanto, estamos ante un organismo que vive entre dos mundos: el huésped y el vector (Chatterjee, et al., 2008).

Figura 1. 1) Olivos afectados por *Xylella fastidiosa*; 2) Necrosis y marchitamiento en hojas de vid por el patógeno; 3) *Philaenus spumarius*, uno de los vectores del patógeno; 4) La bacteria *X. fastidiosa* a vista de microscopio, en una sección transversal del vaso del xilema.



Fuente: Fotos 1 y 2, Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO); Foto 3, Charles J Sharp; y Foto 4, Lima et al., 1998.

Originaria del continente americano (Nunney, et al., 2014), *Xylella fastidiosa* se ha detectado, además, en Europa y Asia. El potencial de dispersión de *X. fastidiosa* no sólo radica en la capacidad dispersiva de los insectos vectores, que realmente sólo operan a corta distancia (Banks, et al., 2015), sino –sobre todo– en el comercio y transporte del material vegetal infectado (Seebens et al., 2015; Tingley, et al., 2018). Hace 20 años su dispersión ya se consideraba una amenaza global (Purcell, 1997); ahora la preocupación se ha trasladado continente europeo (Jeger et al., 2018; Strona, et al., 2017).

En 2013, se informó del primer registro de presencia de *Xylella fastidiosa* en condiciones de campo abierto (olivar) en un país miembro de la Unión Europea, en concreto, en la región de Apulia (Saponari, et al., 2018). Desde entonces se han producido daños gravísimos en los olivares de dicha región (Carlucci, et al., 2013; Mang, et al., 2016), lo cual ha llevado a las autoridades regionales a declarar el estado de emergencia fitosanitaria

(<http://www.emergenzaXylella.it>). En noviembre 2016, se reporta el primer registro de presencia en las Islas Baleares (Gutiérrez et al., 2018) y en 2017 se detectan los primeros brotes de *X. fastidiosa* en sureste de la península Ibérica (Giampetruzzi et al., 2018). Ya en 2018, se detectó la presencia del patógeno en otros enclaves puntuales del centro de la península Ibérica y en región italiana de la Toscana, al tiempo que prosigue su avance en el sureste (Alicante). En España, la situación mantiene muy preocupado al sector agrícola y a las administraciones competentes. Los medios de comunicación se refieren continuamente al problema y a los riesgos que comporta. El último informe de la Autoridad Europea para la Seguridad de los Alimentos (EFSA, European Food Safety Authority) concluye que, aunque las zonas donde actualmente se encuentra *X. fastidiosa* están claramente demarcadas, es más que probable que asistamos a una propagación del organismo en el continente, pues no son pocas las incertidumbres en torno a difusión del patógeno en nuevos ecosistemas, donde incluso puede permanecer silente largos periodos de tiempo sin ser detectado (Jeger et al., 2018).

6.1.2. La Geografía ante las invasiones biológicas

El estudio de los riesgos naturales siempre ha constituido una de las ramas más activas, fecundas y reconocidas de la Geografía aplicada (Ayala Carcedo y Olcina Cantos, 2002), especialmente en el análisis de las inundaciones, los fenómenos geomorfológicos y los incendios forestales (Montz & Tobin, 2011).

Sin embargo, el estudio geográfico de los riesgos biológicos, y en concreto, las consecuencias de las invasiones biológicas, todavía asoma en lontananza como unos de los campos menos explorados por la comunidad de geógrafos.

Las evidencias ponen de manifiesto que las invasiones biológicas constituyen un conjunto de fenómenos multifactoriales que trascienden las fronteras de la biología y la ecología y se imbrican en el complejo panorama de la globalización, difuso ecotono global en el que la geografía se halla en el meollo de la problemática (Packer et al., 2017). Algunos autores sostienen que la Biogeografía debería adoptar un rol fundamental en el estudio de la distribución de los riesgos biológicos y la incidencia de los patógenos en los sistemas socioecológicos, en un nuevo campo de conocimiento que se ha denominado “Patogeografía” (Murray et al., 2015, 2018).

Este trabajo pretende reivindicar la relevancia de la Geografía y el análisis de datos geoespaciales en el marco del estudio de la dinámica de las especies exóticas invasoras que protagonizan los principales riesgos biológicos del momento.

La perspectiva espacial de la Geografía (en mayúscula) no sólo permite incorporar una aproximación vinculada con la ecología de los organismos biológicos para estimar la distribución potencial de los mismos sino, que, además, implementa la propia geografía (en minúscula) de los *drivers* (factores geográficos) o motores de la diáspora de los organismos invasores, como vectores geográficos que pueden explicar la propagación de estos seres vivos por la influencia de las actividades humanas (Rodríguez-Labajos, et al., 2009). Si la ecología de las especies informa hasta dónde puede llegar un organismo, es la geografía de las relaciones hombre-medio aquella que nos indica por dónde sería más factible que los organismos invasores colonizaran nuevos espacios siguiendo rutas y cruzando barreras biogeográficas (Essl et al., 2015).

Dado que la propagación de *Xylella fastidiosa* en la península Ibérica podría suponer auténtico un desastre para los agrosistemas mediterráneos y la economía de los espacios rurales (Bucci, 2018), se requiere una doble aproximación que estudie tanto el área de distribución potencial del patógeno (Elith, 2017), como la influencia de los *drivers* que pudieran facilitar su llegada y propagación (Rodríguez-Labajos et al., 2009). Este enfoque trasciende la aproximación basada en la probabilidad de presencia, dado que es muy difícil estimar esta probabilidad cuando estamos ante un organismo en proceso de expansión fuera de su rango nativo (Václavík y Meentemeyer, 2009), por lo que es también pertinente incorporar una aproximación complementaria basada en la teoría de conjuntos borrosos (Eastman, 1999; Jiang & Eastman, 2000).

6.1.3. Objetivos

El presente trabajo tiene dos objetivos fundamentales:

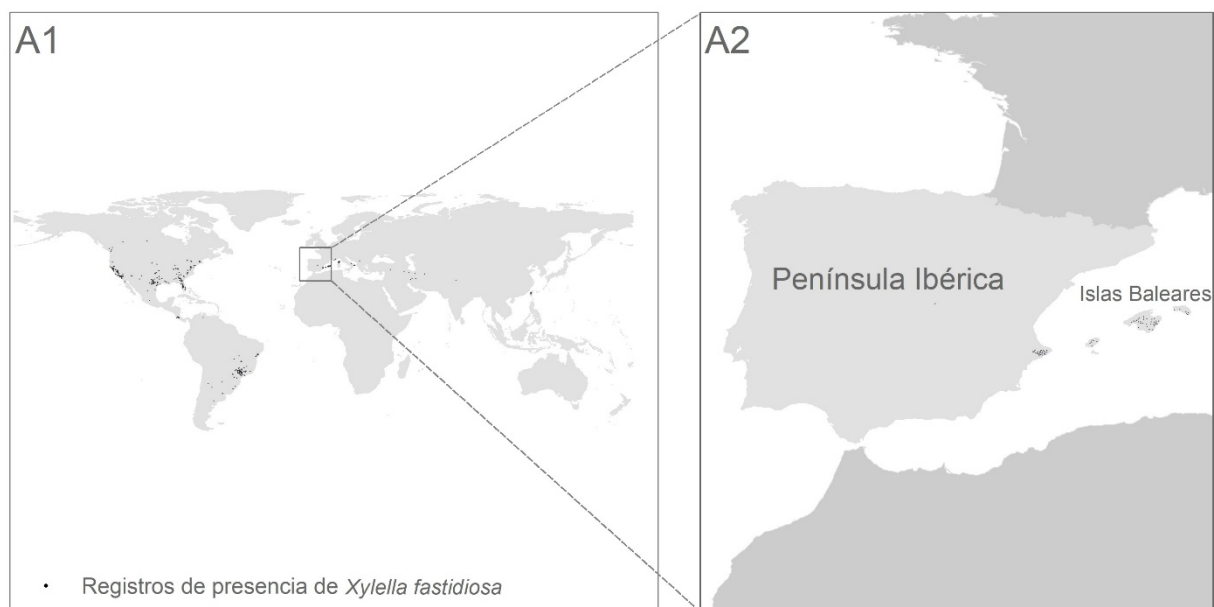
1. A escala mundial, estimar la distribución potencial global de *Xylella fastidiosa* a través de un ensamblaje de modelos de nicho ecológico.
2. A escala regional, estimar la exposición de la península Ibérica e islas Baleares a la llegada y / o propagación del *Xylella fastidiosa*, combinando los resultados del modelo de nicho ecológico con un conjunto *drivers* que pueden facilitar la dispersión del patógeno, empleando para ello técnicas de evaluación multicriterio basadas en la teoría de conjuntos borrosos.

6.2. MATERIAL Y MÉTODOS

6.2.1. Áreas de estudio

Globalmente (A1, Figura 2), para el estudio de la distribución potencial global de *Xylella fastidiosa* basado en el ensamblaje de modelos de nicho ecológico, el área de estudio abarcó toda la superficie de la Tierra: tierras emergidas. A nivel regional (A2, Figura 2), para la estimación del riesgo de exposición al patógeno, consideramos la península Ibérica e Islas Baleares.

Figura 2. Área de estudio: A1) área de calibración global; A2) área de proyección regional.



Fuente: Registros de presencia de *Xylella fastidiosa* procedentes de la EFSA. Elaboración propia.

6.2.2. Procesado de variables bioclimáticas

En el marco global, analizamos la relación entre los registros de presencia de la bacteria y los factores ambientales y desarrollamos modelos de distribución potencial de *Xylella fastidiosa* (Guisan, et al., 2017; Gutiérrez Hernández, et al., 2018; Peterson et al., 2011). Para ello, utilizamos diecinueve variables bioclimáticas procedentes del repositorio Worldclim 2 (Fick y Hijmans, 2017) y empleamos la clasificación de Köppen para facilitar la lectura de los factores bioclimáticos (Kottek et al., 2006). La resolución de los datos ambientales fue de 10 minutos ($18,6 \times 18,6 \text{ Km} = 344 \text{ km}^2$ en el ecuador) acorde con el sistema de coordenadas geográficas WGS84 (Tabla 1).

Tabla 1. Conjunto de variables bioclimáticas empleadas inicialmente.

Código	Variable
Bio1	Temperatura media anual
Bio2	Amplitud media diurna
Bio3	Isotermicidad (bio2/bio7) (* 100)
Bio4	Temperatura estacional (desviación estándar * 100)
Bio5	Temperatura máxima del mes más cálido
Bio6	Temperatura mínima del mes más frío
Bio7	Amplitud térmica anual (bio5-bio6)
Bio8	Temperatura media del trimestre más húmedo
Bio9	Temperatura media del trimestre más seco
Bio10	Temperatura media del trimestre más cálido
Bio11	Temperatura media del trimestre más frío
Bio12	Precipitación anual
Bio13	Precipitación del mes más lluvioso
Bio14	Precipitación del mes más seco
Bio15	Precipitación estacional (coeficiente de variación)
Bio16	Precipitación del trimestre más húmedo
Bio17	Precipitación del trimestre más seco
Bio18	Precipitación del trimestre más cálido
Bio19	Precipitación del trimestre más frío

Fuente: Wordclim 2 (Fick y Hijmans, 2017). Elaboración propia.

Como el uso de todas las variables bioclimáticas en los modelos estadísticos comportaría problemas de multicolinealidad debido que buena parte de las variables derivadas de temperatura y precipitación están correlacionadas entre sí, realizamos un Análisis de Componentes Principales de las variables bioclimáticas proyectadas en cada localización de los registros de presencia de *Xylella fastidiosa* (Dormann et al., 2013; De Marco y Nóbrega, 2018). Este análisis estadístico se realizó en entorno de análisis de datos y producción de gráficos R (R Core Team, 2017).

El Análisis de Componentes Principales (ACP ó PCA, por sus siglas en lengua inglesa) se basa en la transformación de un conjunto de variables originales, en este caso los datos bioclimáticos, en otro conjunto de variables –o componentes Principales– obtenidos como combinación lineal de aquellas (Eastman, 2015). Las nuevas variables conservan toda la información de las variables primitivas, pero la mayoría de los componentes principales tienen una variabilidad tan pequeña que pueden ser ignorados, de forma que unas pocas componentes son suficientes para representar y explicar razonablemente el conjunto de objetos de la muestra sin pérdida importante de información (Guisande González, et al., 2013). Así, el primer componente principal es la combinación lineal de las variables originales

que tiene máxima varianza; el segundo componente es la combinación lineal de las variables originales con máxima varianza con la condición añadida de que sea independiente del primero (ortogonal), y así sucesivamente hasta obtener todos los componentes principales. Cada componente principal explica la máxima variabilidad residual posible, es decir, la que no han explicado los componentes anteriores. Por tanto, cada componente es independiente entre sí y contiene información distinta.

Finalmente, la principal ventaja del Análisis de Componentes Principales es precisamente la reducción de la complejidad de los datos, al pasar de muchas variables a unas pocas. Frente a esta ventaja, el inconveniente de las nuevas variables está en una reducida pérdida de información y en el hecho de que las variables originales tienen un significado real del que carecen en general los componentes, que son mezcla o combinación de variables. En nuestro caso, dada la finalidad predictiva del modelo de nicho ecológico, seleccionamos los primeras cinco componentes principales de acuerdo con el criterio de la varianza explicada acumulada (Jackson, 1993).

6.2.3. Definición de los *drivers* en el marco regional

En el marco regional, proyectamos la distribución potencial del patógeno calibrada a nivel mundial sobre la península Ibérica e Islas Baleares, y establecimos una resolución de 30 segundos ($0,93 \times 0,93 \text{ km} = 0,86 \text{ km}^2$ en el ecuador), de acuerdo con el sistema de coordenadas WGC84, para capturar una mayor variabilidad en las predicciones realizadas con los modelos globales. En este estadio definido por una mayor resolución espacial, superpusimos los *drivers* para, combinados con el modelo de distribución potencial, estimar la exposición de la península Ibérica e Islas Baleares a la llegada y / o propagación de *Xylella fastidiosa*.

Denominamos *drivers* a los factores geográficos que se considera que favorecen la entrada y / o propagación de las invasiones biológicas. Para respaldar los criterios empleados, realizamos a una revisión de la literatura científica al respecto (Anderson, et al., 2015; Benedetti & Morelli, 2017; Bertelsmeier, et al., 2017; Grosholz, 2018; Meurisse, et al., 2018). Entre los *drivers* consideramos gradientes de proximidad con respecto a los principales nodos y redes de transporte, espacios agrícolas donde se importa material biológico y zonas pobladas donde el flujo de personas es máximo. Aplicamos distintas funciones de pertenencia borrosa según la naturaleza de cada *driver* considerado.

En conjunto, generamos siete *drivers* (Tabla 2). Con la función lineal, la pertenencia aumenta linealmente con la proximidad. Esta función se aplicó a las redes de transporte y espacios cultivados. Aplicamos la función gaussiana para penalizar áreas hiperpobladas y zonas muy despobladas y sobrevalorar valores entorno al promedio, puesto que

consideramos que son los espacios periurbanos y rurales medianamente poblados donde se introduce mayor material biológico, bien para explotaciones agrícolas o la jardinería urbana y residencial. Finalmente, con la función alta difusa, ponderamos positivamente una proximidad por encima de un umbral establecido cerca de los principales nodos de transporte.

Tabla 2. Conjunto de *drivers* empleados.

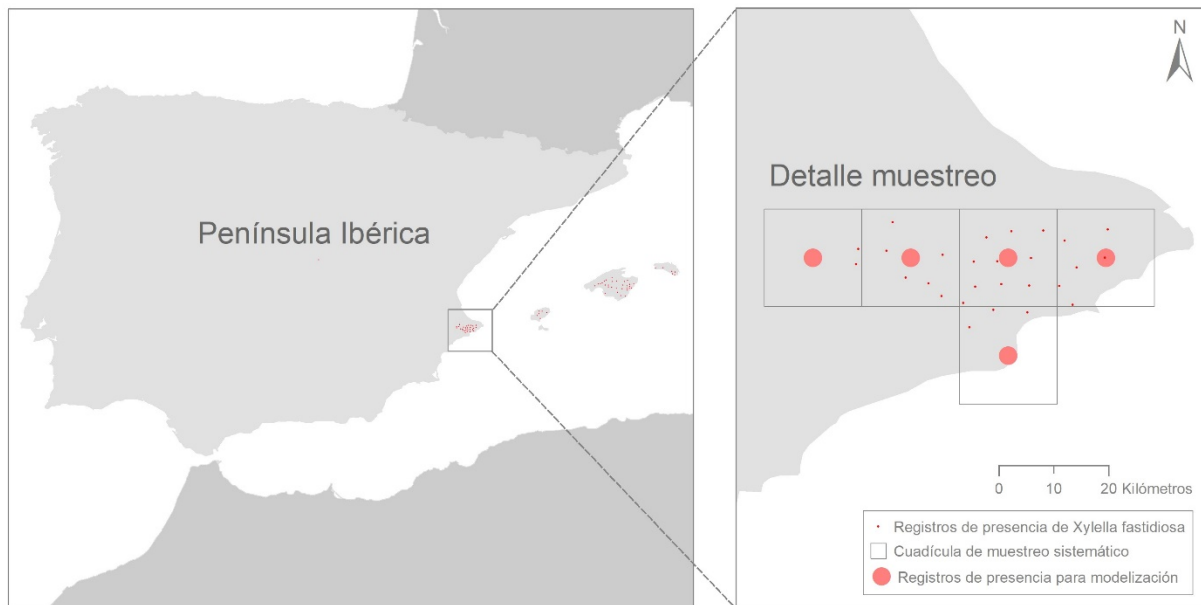
Código	Variable	Función de Pertinencia Borrosa
fuzzy_road	Proximidad a carreteras	Lineal
fuzzy_crop	Proximidad a cultivos	Lineal
fuzzy_pob	Densidad de población Nut3	Gaussiana
fuzzy_airport	Proximidad a aeropuertos	Alta difusa
fuzzy_port	Proximidad a puertos	Alta difusa
fuzzy_urban	Proximidad a zonas urbanas	Alta difusa
fuzzy_ffcc	Proximidad a ferrocarriles	Lineal

Fuente: Elaboración propia.

6.2.4. Diseño del muestreo

En nuestro esquema metodológico, los registros de presencia componen la variable dependiente (y) que se relaciona con las variables independientes o predictoras (x). Esta relación de $y=f(x)$ que permite determinar correspondencias es factible mediante métodos estadísticos. En principio, trabajamos con 1744 registros de presencia de *Xylella fastidiosa* distribuidos por todo el mundo (Delbianco et al., 2018), pero diseñamos una estrategia de muestreo para garantizar una mayor independencia estadística de los datos georreferenciados. En la Figura 3 (derecha), se aprecia el diseño de muestreo aplicado a todos los registros de presencia del patógeno.

Figura 3. Detalle de la cuadrícula de muestreo (levante de la península Ibérica).



Fuente: Registros de presencia de *Xylella fastidiosa* procedentes de la EFSA. Elaboración propia.

Así, redujimos el tamaño de la muestra con una primera selección aleatoria para así disminuir el efecto de la autocorrelación espacial de los registros de presencia. Debido a que, posteriormente, fijaríamos la resolución de los predictores (mapas raster) en una malla de 10 minutos (WGS84), establecimos un máximo de un punto (registro de presencia) dentro de cada píxel (o factor), para evitar los efectos negativos que sobre los procedimientos estadísticos tiene la pseudorreplicación entre variables independientes y variables dependientes (Guisan & Zimmermann, 2000).

En teoría, los registros de ausencia son las localizaciones donde consideramos que la especie no está presente. Si un registro de presencia es un hecho basado en una o varias observaciones; un registro de ausencia tiene una naturaleza más compleja que puede expresar diferentes significados: una ausencia podría estar causada por cuestiones biogeográficas y/o requisitos ambientales, pero también por un deficiente esfuerzo de muestreo (Lobo *et al.*, 2010). Dado el carácter invasor de *Xylella fastidiosa*, que se encuentra en plena diáspora, descartamos por principio el uso de registros de ausencia: no tenemos certeza sobre las ausencias (Václavík y Meentemeyer, 2009). Pero en su lugar, empleamos datos de fondo (o background) para entrenar los modelos. El background se define como una nube de puntos aleatorios que caracterizan los ambientes del área de estudio. Bajo este paradigma, los modelos se calibran usando puntos aleatorios en toda el área de estudio sin una relación de exclusión -las ausencias- predefinida, porque un dato de fondo puede

aparecer incluso sobre un registro de presencia. La clave está en que los métodos de inteligencia artificial que describiremos a continuación, adecuadamente calibrados y replicados en distintas iteraciones, tomarán como poco relevante esta excepcionalidad alejada del patrón general. Por tanto, resulta crítica la selección y calibración de algoritmos procedentes del campo de la minería de datos. Es el paso siguiente.

6.2.5. Modelos predictivos y evaluación multicriterio

Empleamos dos potentes algoritmos predictivos: Maxent (Máxima Entropía) y MARS (Multivariate Adaptive Regression Splines). Maxent es un algoritmo que maximiza la entropía bajo las restricciones de los factores en busca de la distribución más uniforme posible, y resulta especialmente útil cuando se dispone de pocos registros de presencia (Phillips, et al., 2016; Phillips & Dudi, 2008). Por su parte, MARS es un algoritmo que permite modelar directamente respuestas no lineales mediante un suavizado (*smoothing*) de las variables predictivas (Friedman, 1991). Es un método de regresión no lineal y no paramétrico, porque trabaja con valores suavizados de cada variable que en conjunto pueden adoptar una respuesta no lineal y es el propio modelo el que se ajusta empíricamente generando múltiples curvas (*splines*).

Desarrollamos 25 réplicas por cada algoritmo, Maxent y MARS, seleccionando los registros de presencia (y el background) aleatoriamente en cada iteración mediante el procedimiento de muestreo de Bootstrapping (Efron, 1981). En total, generamos 50 modelos independientes evaluados sistemáticamente. Por un lado, evaluamos el grado de ajuste de los modelos a partir de la matriz de confusión representando los resultados en la Curva ROC (acrónimo de Receiver Operating Characteristic) para obtener el Área Bajo la Curva o AUC (acrónimo de Area Under the Curve) (Fielding y Bell, 1997). Por otro lado, dado que no empleamos registros de ausencia *sensu stricto* en la matriz de confusión, con el AUC no estaríamos determinando realmente una verdadera capacidad discriminante de los modelos (Lobo, et al., 2008). Complementariamente, estimamos una medida de calibración que relaciona la probabilidad de ocurrencia estimada por los modelos y la proporción de ocurrencias observadas (Franklin, 2009). Tanto la calibración como la evaluación de modelos se realizó empleando la librería “sdm” (Naimi y Araújo, 2016), del entorno de programación y análisis de datos R.

Evaluated el modelo, proyectamos las predicciones espaciales a partir del ensamblaje de modelos de nicho ecológico (50 réplicas) y generamos un mapa de distribución potencial global de *Xylella fastidiosa* a 10 minutos de resolución espacial.

Finalmente, proyectamos la distribución potencial del organismo patógeno sobre la península Ibérica e Islas Baleares a mayor detalle (30 segundos de resolución espacial); y

estimamos, además, el grado de exposición de este contexto regional con respecto a la entrada y / o propagación del patógeno, mediante una superposición difusa los *drivers* considerados. En el marco de la superposición difusa (*fuzzy overlay*), empleamos la función suma difusa, combinación lineal creciente que está basada en el número de criterios introducidos en el análisis, donde la evidencia combinada es más importante que cualquier evidencia simple.

6.3. RESULTADOS

6.3.1. Reducción de la dimensionalidad de los predictores

En la Figura 4, representamos dos gráficos del ACP. En primer lugar, empleamos el círculo de correlación de las variables bioclimáticas con los dos primeros componentes principales, que –conjuntamente– explican el 61,35 % de la varianza de la variación total: el primer componente contribuye con el 39,45 % y el segundo con el 21,90 %. En general, la mayor parte de las variables se relacionaron positivamente con el primer eje, excepto bio2, bio4, bio5 y bio7. Tal es la intensidad de las correlaciones que encontramos posiciones casi idénticas en algunas variables: bio13 y bio 16; bio 14 y bio17. Las variables más importantes para el segundo eje se relacionaron con la precipitación con cargas positivas para la precipitación bio14 y bio17, y cargas negativas en bio15. En el gráfico de sedimentación (Scree plot), se ilustra cómo las primeras cinco componentes explican el 95 % de la varianza explicada, por lo que el resto de componentes son prescindibles.

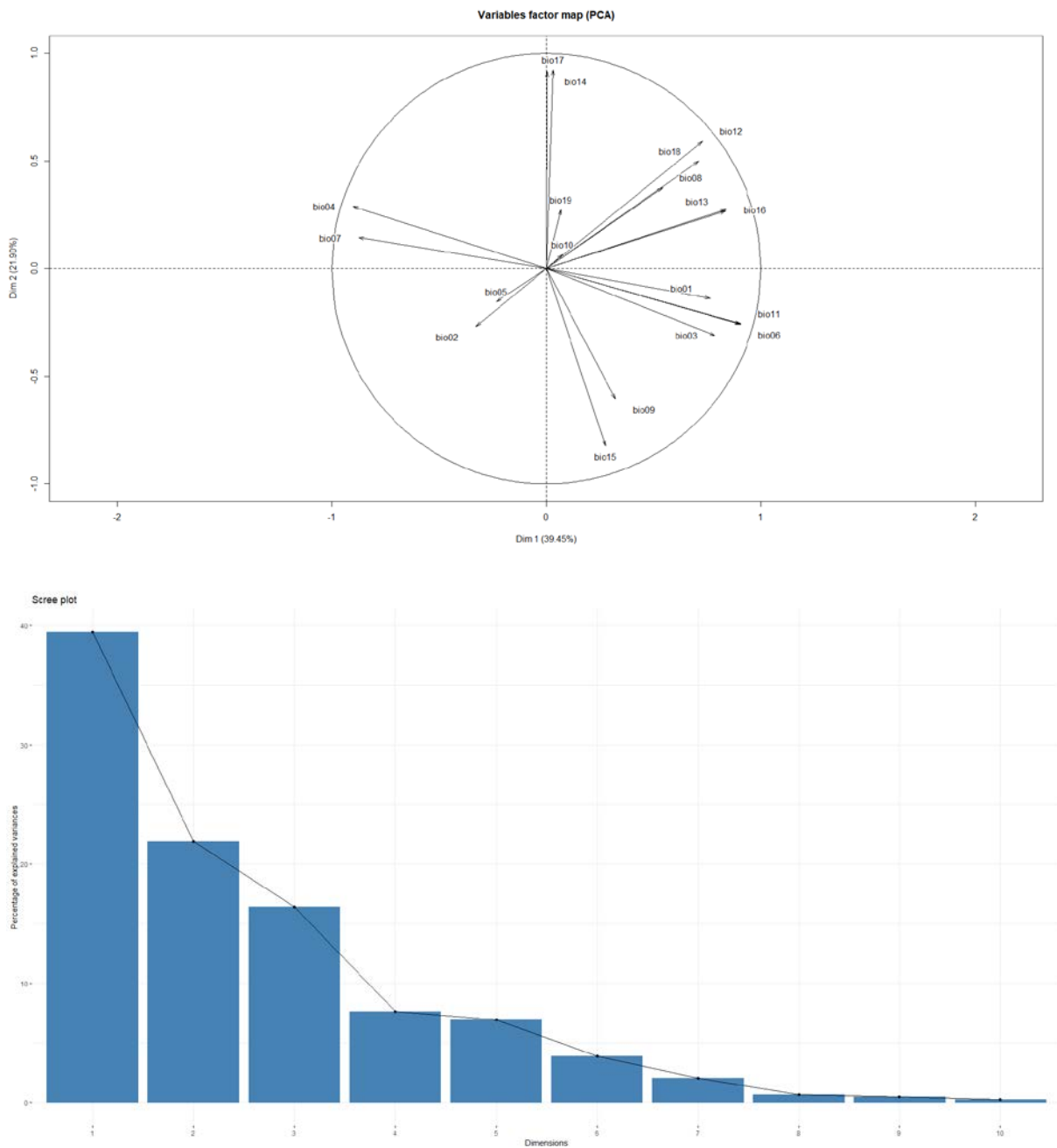
Por tanto, seleccionamos las primeras cinco componentes para emplearlas como predictores de los modelos de nicho ecológico.

6.3.2. Evaluación de los modelos de nicho ecológico

El conjunto de modelos replicados con distintos datos ofreció un excelente grado de ajuste (considerado como $AUC > 0,90$), con valores de AUC por encima de 0,95. Si bien, hay que aclarar que el AUC calculado con datos de presencia / background informa sobre la capacidad del modelo para discernir entre un registro de presencia y un dato aleatorio, y no entre un registro de presencia y otro de ausencia. Por tanto, en este caso, hablamos de grado de ajuste más que de capacidad discriminante del modelo. Es importante valorar este punto porque nosotros no empleamos las ausencias ni para calibrar ni para evaluar los modelos dada la problemática de difícil solución que representan los registros de ausencia en el caso de las especies invasoras. Por tanto, la curva ROC y el AUC reportaron otra información muy útil: los modelos fueron ajustados, estables y mostraron un comportamiento similar en cada réplica, como se aprecia en las réplicas de cada curva (Figura 5), por lo que estamos en condiciones

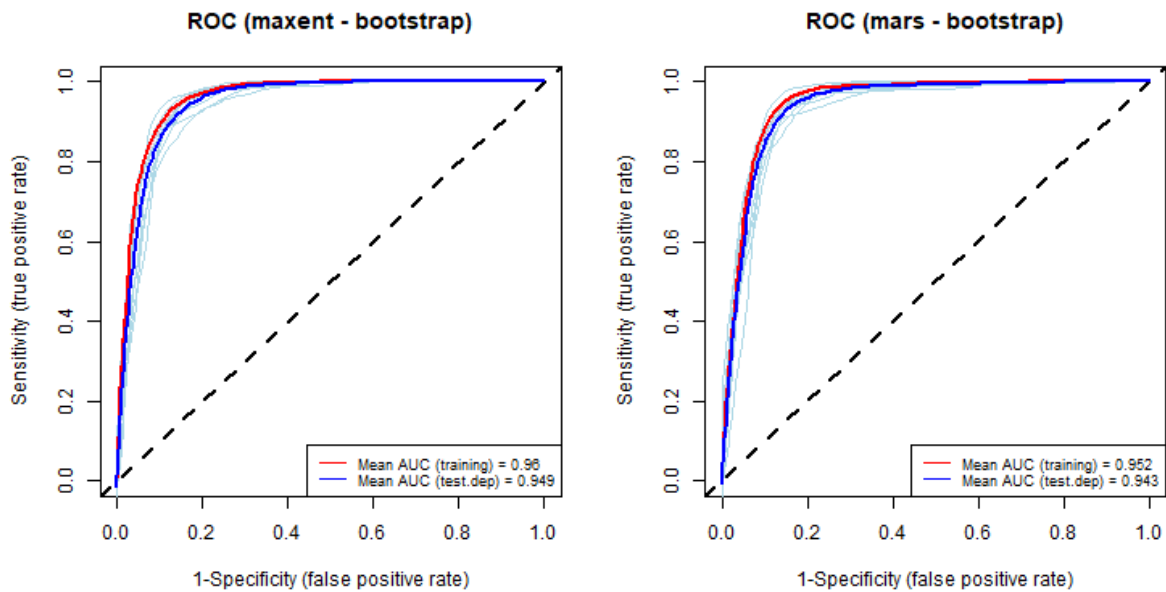
de ensamblar un conjunto de predicciones relativamente homogéneas y coherentes en su ajuste.

Figura 4. Análisis de Componentes Principales (continua en la página siguiente).



Fuente: Elaboración propia

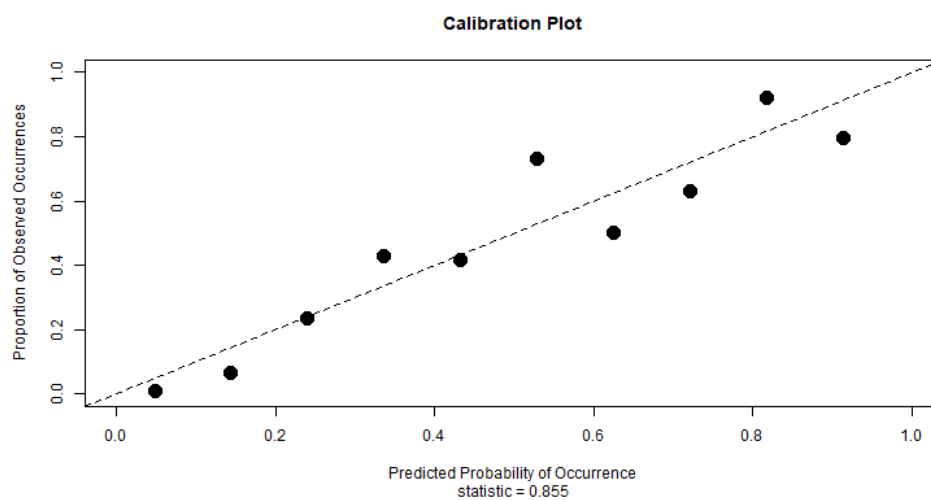
Figura 5. Curva ROC y AUC.



Fuente: Elaboración propia

Producido el ensamblaje de modelos, el modelo de consenso alcanzó un valor de calibración del 85 % (Figura 6). Como se aprecia, la nube de puntos se situó casi a partes iguales sobre y bajo la línea que representa la calibración óptima. Esto significa que el modelo ensamblado o de consenso apenas sobreestima e infraestima en sus predicciones.

Figura 6. Gráfico de calibración.

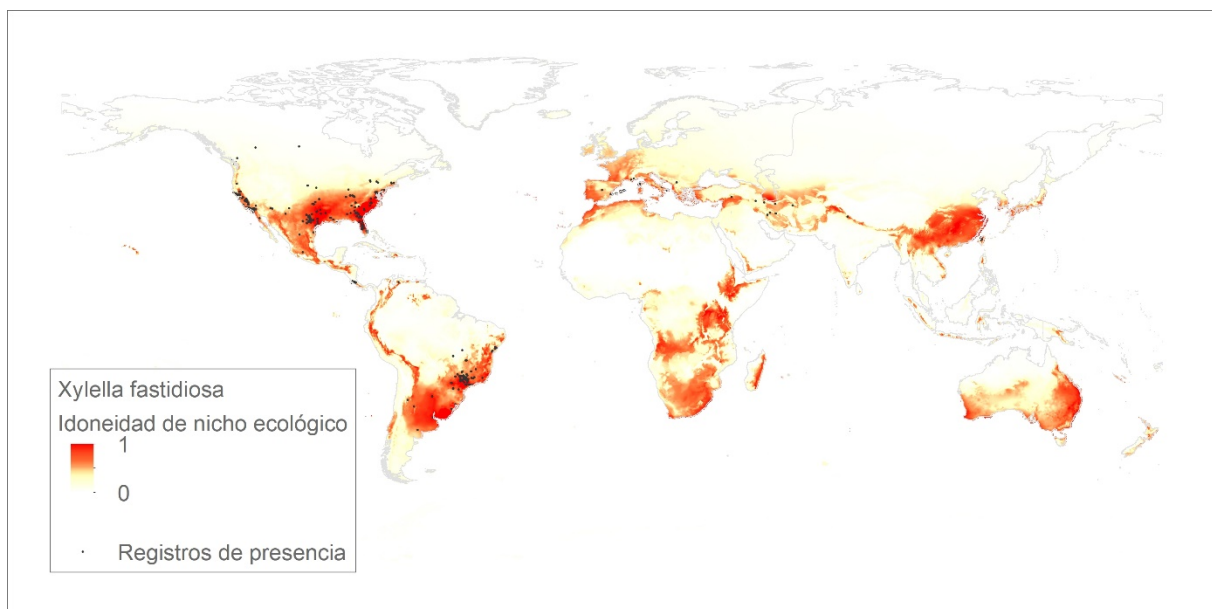


Fuente: Elaboración propia

6.3.3. Distribución potencial global de *Xylella fastidiosa*

En este punto, presentamos la cartografía de los resultados obtenidos (Figura 7). Nuestros modelos estimaron un área de distribución potencial global para *Xylella fastidiosa* que abarca espacios tropicales, subtropicales y templados situados en todos los continentes (con la excepción de la Antártida), aunque con especial idoneidad en los espacios subtropicales húmedos y dominios de clima templado (Grupo C, de acuerdo con la clasificación climática de Köppen), en los que las temperaturas mínimas permiten la supervivencia del patógeno (Feil y Purcell, 2001).

Figura 7. Distribución potencial global de *Xylella fastidiosa*.



Fuente: Elaboración propia

En el continente americano, origen de la diáspora de *X. fastidiosa*, es donde encontramos las áreas más favorables para el patógeno. Destacan el sureste de los Estados Unidos (regiones del Atlántico Sur, Centro Sureste, Centro Oeste y Pacífico), el sureste de Brasil (regiones Sur y Sudeste) y un importante pasillo de favorabilidad que conecta los dos hemisferios del continente, en el piedemonte de la gran cordillera. Por tanto, en este continente encontramos dos grandes factores para su establecimiento y propagación: favorabilidad y conectividad.

De acuerdo con nuestros modelos, *X. fastidiosa* también encontraría grandes áreas favorables en el sur y sudeste del continente africano, donde no se ha informado aún de la presencia del patógeno, lo cual no significa que la bacteria no haya llegado, dado que en muchos países africanos no existen controles fitosanitarios. Australia es otra de las extensas

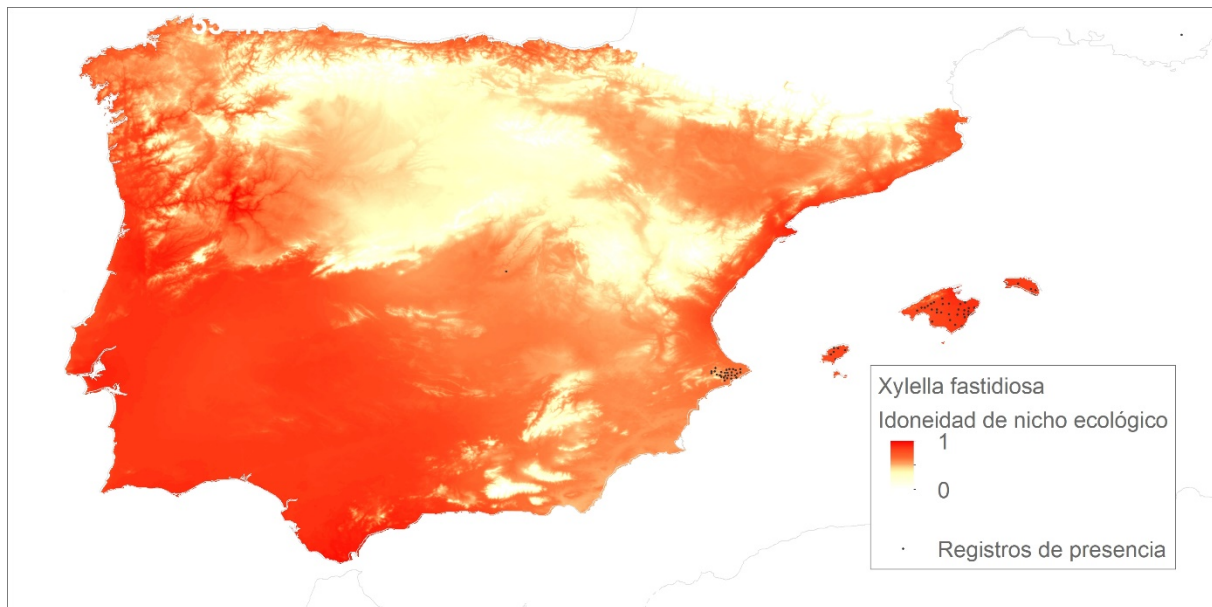
áreas en las que *X. fastidiosa* no ha sido detectada todavía. Sin embargo, este subcontinente presenta unas condiciones bioclimáticas muy favorables para su establecimiento en el sector oriental, donde predomina un clima templado lluvioso, similar a los climas donde la bacteria encuentra su máxima favorabilidad en América. Precisamente, en las áreas subtropicales de clima lluvioso es donde nuestros modelos estimaron el ambiente de máxima favorabilidad bioclimática para el establecimiento de *X. fastidiosa*, áreas como el sudeste del continente asiático, donde predomina el denominado clima chino (Clima Cfa, de acuerdo a Köppen) clima que parece el más favorable para el establecimiento de este patógeno.

En el continente euroasiático, se proyecta un importante corredor favorable que conecta la península Ibérica y el extremo oriental del continente asiático y que transita por zonas eminentemente subtropicales en ambas fachadas de la cuenca mediterránea y penetra por los valles de Oriente Medio y el piedemonte meridional del Himalaya, hasta llegar al extremo oriental de Asia donde encontramos el genuino clima chino. *Xylella fastidiosa* ha sido detectada en numerosos puntos siguiendo este pasillo, lo que sugiere que la conectividad de las áreas favorables podría explicar en parte su dispersión. En el contexto de este corredor, encontramos climas Csa y Csb (Köppen), también con un componente subtropical pero donde la estación seca coincide con el verano, a diferencia de los climas tropicales lluviosos.

Por último, apenas encontramos zonas mediadamente favorables para el establecimiento del patógeno más allá de los 40-50º de latitud. Estas las hallamos mayoritariamente en el hemisferio norte y, en especial, en las zonas occidentales del continente europeo, más templadas por la acción de la Corriente del Atlántico Norte. Nótese que trabajamos con algunos registros de presencia reportados en Canadá, aunque es probable que estos casos se hayan producido en condiciones muy excepcionales en el espacio y en el tiempo, de ahí que nuestros modelos no hayan proyectado favorabilidad en la vecindad de los registros de presencia reportados en estos enclaves. Las temperaturas mínimas de los climas D (Köppen) limitan la dispersión.

6.3.4. Exposición de la península Ibérica e Islas Baleares a *Xylella fastidiosa*

En la Figura 8, se ilustra la proyección de la distribución potencial de *Xylella fastidiosa* en la península Ibérica e Islas Baleares, como resultado del *downscaling* estadístico de los modelos calibrados y ensamblados con los registros de presencia y variables bioclimáticas de todo el mundo.

Figura 8. Distribución potencial de *Xylella fastidiosa* proyectada en la península Ibérica e islas Baleares.

Fuente: Elaboración propia

Lo primero que llama la atención es que el área de distribución potencial proyectada por los modelos coincide, en sus valores de máxima favorabilidad, con los registros de presencia de *Xylella fastidiosa* localizados en Islas Baleares, donde primero se ha reportado la presencia del patógeno en España. Recordamos que los modelos de distribución potencial se han calibrado con datos de todo el mundo y en buena parte de las iteraciones las respectivas réplicas de los modelos pueden no haber utilizado registros de presencia de esta zona.

De acuerdo con nuestros modelos, la península Ibérica presenta dos grandes áreas favorables para el establecimiento de *Xylella fastidiosa*. La primera de ellas es el cuadrante sudoccidental, caracterizado por las temperaturas elevadas y unas precipitaciones relativamente abundantes en invierno. Le sigue la fachada mediterránea, desde la costa de Alicante (donde el patógeno ya está presente) hasta la costa de Gerona. Hacia el sudeste, nuestros modelos encuentran áreas favorables, pero con valores más bajos de favorabilidad, debido a la mayor aridez que presenta este dominio. Esto mismo ocurre en la submeseta sur, en la que la favorabilidad está constreñida por otro factor limitante, la incidencia de las heladas, si bien este factor no llega a proyectar un área totalmente desfavorable. Prueba de ello es el positivo detectado en un olivar de la Comunidad de Madrid (Jeger et al., 2018). Todo lo contrario, sucede en la submeseta norte y, sobre todo, en las zonas más elevadas de los principales sistemas montañosos de la península, donde encontramos áreas desfavorables

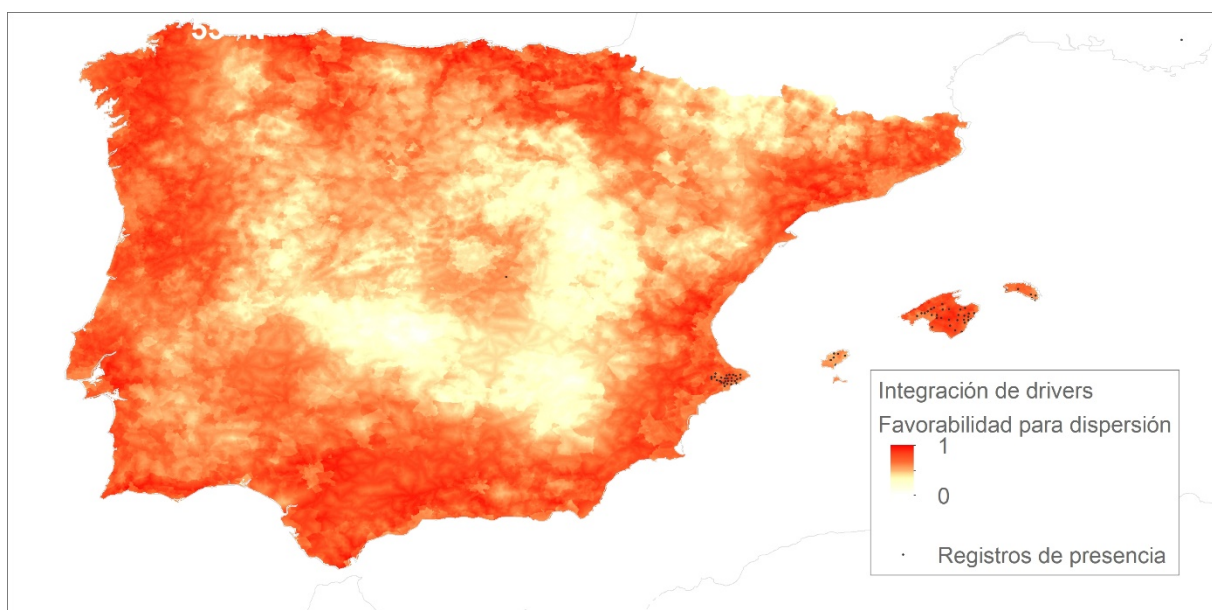
para el establecimiento de *X. fastidiosa*, especialmente por la incidencia de las bajas temperaturas.

En la Figura 9, se representa una cartografía que integra por superposición difusa el conjunto de *drivers* o factores geográficos que pueden facilitar la introducción y / o propagación de *Xylella fastidiosa*. Esta cartografía es producto de funciones de pertenencia difusa (*Fuzzy Membership*) aplicadas a cada uno de los factores o *drivers* y de la superposición difusa del conjunto.

De acuerdo con los *drivers*, las áreas más expuestas a la entrada y dispersión del patógeno son, fundamentalmente, los espacios interiores próximos a la costa en los que predominan las actividades agrarias, soportan densidades de población intermedias y se hallan bien comunicados. Por el contrario, los vacíos demográficos de las áreas del interior de la península constituyen los espacios menos expuestos a la entrada y propagación de *Xylella fastidiosa*.

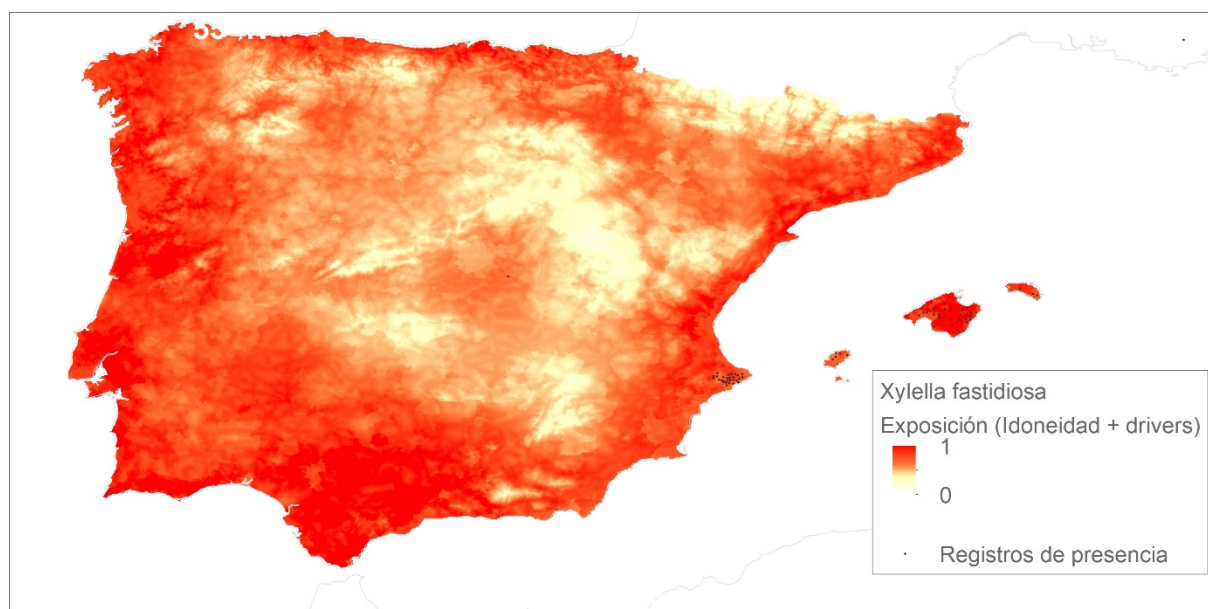
Por último, en la Figura 10 se ilustra la cartografía final que representa la exposición de la península Ibérica e Islas Baleares a la entrada y / o propagación de *Xylella fastidiosa*. Esta cartografía es producto de la superposición difusa de los resultados representados en las figuras 8 y 9.

Figura 9. Integración *drivers* y favorabilidad para la dispersión de *Xylella fastidiosa*.



Fuente: Elaboración propia.

Figura 10. Modelo de exposición de la península Ibérica e islas Baleares a *Xylella fastidiosa*.



Fuente: Elaboración propia.

Concluyendo, de acuerdo con nuestros modelos, las áreas más expuestas a la propagación de *Xylella fastidiosa* son fundamentalmente las situadas en las zonas periféricas y más deprimidas del conjunto del área de estudio, incluida la costa del norte de la península Ibérica. Si bien, encontramos una máxima exposición en el suroeste de la península Ibérica, Levante e Islas Baleares.

6.4. DISCUSIÓN

6.4.1. Posibilidades y limitaciones de los modelos

La inferencia estadística aporta una base matemática, fundamentada en la teoría de nichos ecológicos, para generalizar y proyectar modelos más allá del área de calibración (Franklin, 1995; Gallien et al., 2010; Guisan et al., 2017; Peterson et al., 2011).

Sin embargo, no son pocas las investigaciones que se realizan sólo con registros de presencia localizados en el área donde ha comenzado a producirse la invasión, lo cual introduce un sesgo de muestreo fundamental puesto que podríamos estar omitiendo rangos de tolerancia ambiental que las especies invasoras pueden soportar en otros lugares donde ya está presente (Václavík & Meentemeyer, 2012). En este sentido, la transferibilidad de modelos entre nichos de calibración (área nativa) y proyección (área invadible) también resultan problemáticas (Zhu y Peterson, 2017).

Con respecto al primer caso, un grupo de investigadores italianos publicó un artículo sobre la distribución potencial de *Xylella fastidiosa* en Italia (Bosso et al., 2016). En este trabajo, los autores calibran un modelo de máxima entropía con registros de presencia localizados únicamente en la región italiana de Apulia, donde el patógeno está presente desde el año 2013, y predicciones proyectadas hacia el conjunto de Italia, y obtuvieron un AUC del 0,971. En otro trabajo, los mismos autores hicieron lo propio proyectando las predicciones para el conjunto de la Cuenca Mediterránea (Bosso et al., 2016). En ambos artículos, estos autores se refieren a una “excelente capacidad predictiva de los modelos” y una “fuerte validación estadística de los modelos”. En un trabajo posterior (Gutiérrez Hernández y García, 2018), en el que desarrollamos diferentes modelos de distribución potencial de *X. fastidiosa* en la península Ibérica e islas Baleares, basado en los registros de presencia del citado archipiélago, señalamos las limitaciones de tales afirmaciones. Los modelos de nicho ecológico basados en datos bioclimáticos infraestiman las distribuciones potenciales cuando interviene el ser humano como vector de las especies, pues proyectan distribuciones demasiado ajustadas, especialmente cuando se emplean registros de presencia localizados en una región muy característica (Ramírez-Albores et al., 2016).

A menudo se emplea el término validación con un uso que no es el estrictamente correcto, porque es imposible validar íntegramente el modelo numérico de un sistema natural (Oreskes et al., 1994).

Insistimos en que el AUC es una métrica que se emplea para medir la capacidad discriminante o el grado de ajuste de los modelos. Cuando se evalúa la capacidad discriminante de un modelo, no se trata de buscar el valor más elevado, porque es relativamente sencillo encontrarlo -basta con ampliar el área de estudio-, sino de justificar cómo y por qué se ha diseñado el área de calibración y cuál es el contenido y sentido con el que se utiliza el AUC.

Por otra parte, las métricas discriminantes quizás no sean las más adecuadas para trabajar con registros incompletos de especies invasoras en el nuevo rango de invasión cuando estas se encuentran en los estadios iniciales. Por eso, en el presente trabajo, además de emplear una medida de ajuste como el AUC, implementamos también una medida de calibración.

Las especies invasoras no se encuentran en equilibrio con las condiciones del medio en los estadios iniciales de las invasiones biológicas (Václavík & Meentemeyer, 2012). Conviene esclarecer los conceptos y las limitaciones de unos modelos que a menudo distan mucho de ser infalibles (Jiménez-Valverde et al., 2008). Por ejemplo, es necesario que el *extent* o área de calibración de los modelos esté plenamente justificado (Barve et al., 2011). Algunos

autores recomiendan trabajar con el conjunto más amplio de datos disponible sobre la especie invasora, tanto en el rango nativo de su distribución como en el área dónde aparece como organismo invasor (Jiménez-Valverde et al., 2011). El problema está en que no siempre están disponibles esos datos y en muchos casos las administraciones públicas no facilitan el acceso a los mismos, lo que dificulta el desarrollo de trabajo cuando éste resulta más necesario, esto es, antes de que una potencial especie invasora haya irrumpido y producido un daño irreparable.

Este fue el motivo principal por el que decidimos trabajar con los registros de presencia de *Xylella fastidiosa* de todo el mundo, porque se trata de modelizar el más amplio rango de tolerancias ambientales posible. Y aún en este supuesto, hay especies invasoras que pueden sobrevivir más allá de su rango de tolerancias ambientales conocido (Parker et al., 2013). Desde el punto de vista biogeográfico, los procesos de especiación han estado limitados por barreras biogeográficas (Barve et al., 2011). Esto viene a significar que las especies tenderán a estar adaptadas a las condiciones ambientales de su área de distribución, pero no invalida el supuesto de que una especie dada pudiera soportar un rango de tolerancias ambientales más amplio cuando desaparece el efecto de barrera biogeográfica, hecho que concurre cuando las actividades humanas movilizan organismos de un lugar a otro del planeta. Complementariamente, los modelos de nicho serían más eficaces desde el punto de vista de la predicción de las invasiones biológicas si contemplaran, además, los nichos ecológicos y los patrones de dispersión de los organismos vectores que dispersan los patógenos (Cruaud et al., 2018), en tanto que estos pueden facilitar una rápida propagación del patógeno en la península (Lopes et al., 2014; Morente et al., 2018).

6.4.2. Una aproximación multidisciplinar: aportaciones de la Geografía

Superadas -en la medida de las posibilidades- las limitaciones de los modelos de nicho ecológico, estimamos la exposición de la península Ibérica con respecto a *Xylella fastidiosa*. Lo hicimos integrando mediante operaciones de superposición difusa el conjunto de *drivers* o factores geográficos que pueden favorecer la introducción de la especie invasora movilizada por las actividades humanas.

Hay que tener presente que el modelo de nicho nos puede informar acerca de hasta dónde puede llegar una especie en función de su rango de tolerancias ambientales. Esta información es necesaria, en tanto que representa una causa necesaria, esto es, si el factor ecológico es desfavorable para un organismo exótico, la invasión no ocurrirá. Pero necesitamos conocer, además, las condiciones o causas suficientes, que combinadas con las causas necesarias desencadenan los factores de riesgo. En este sentido, la evidencia empírica manifiesta el

poder explicativo de los factores geográficos que hemos denominado *drivers*, en tanto que suelen ser los gradientes de proximidad, de densidad de población o intensidad de los flujos los que suelen estar más relacionados con movimientos más intensos de material biológico. Por un lado, respaldamos esta información basándonos en investigaciones previas (Dalmazzone y Giaccaria, 2014; Seebens et al., 2015; Packer et al., 2017). Por otro, hemos demostrado empíricamente cómo allí donde hay registros de *Xylella fastidiosa* (Islas Baleares, Alicante) se asocia una alta idoneidad ecológica con una baja impedancia (resistencia) del medio geográfico.

No cabe duda de que las invasiones biológicas están revolucionando el concepto de Biogeografía, y que, entendida esta disciplina como una ciencia geográfica, hemos de reconsiderar que la distribución geográfica de las especies en el Antropoceno va mucho más allá de lo que expone el clásico argumentario acerca de las tolerancias ambientales y los procesos de dispersión de los organismos de la biosfera (Gallardo y Vila, 2019). A pesar de las críticas, los modelos de nicho ecológico siguen demostrando su utilidad en la predicción de invasiones biológicas (Barbet-Massin et al., 2018), aunque infraestiman la distribución potencial de los organismos exóticos, especialmente en casos donde intervienen huéspedes y vectores, cuyas tolerancias ambientales amplían el espectro de la incertidumbre (Escobar y Craft, 2016). A los vectores naturales, como geógrafos, debemos añadir el principal vector: el ser humano (Banks et al., 2015).

La estimación del riesgo de exposición a la llegada y propagación de especies invasoras supone un auténtico desafío metodológico que necesariamente requiere una aproximación multidisciplinar (Ricciardi et al., 2017). En el seno de las investigaciones geográficas urge también una reconducción de alguno de sus campos de conocimiento más allá de la Biogeografía (Murray et al., 2018); es necesario, por citar uno de sus campos tradicionales, un replanteamiento de la Geografía Agraria, sumida en un profundo declive por la obsolescencia de sus intereses, enfoques y estrategias metodológicas, pero cuyo campo de estudio la sitúa ante un abanico de posibilidades infinitas (Katinas y Crisci, 2018; Robinson, 2018). Otras geografías emergentes, como aquella que se interesa por los espacios y destinos turísticos, tienen frente a sí una mena –turismo y propagación de especies exóticas– de la cual apenas han obtenido producción alguna. La evidencia demuestra, por ejemplo, que la abundancia y riqueza de especies exóticas es significativamente mayor en los sitios en los que se realizan actividades turísticas (Anderson et al., 2015).

En conclusión, la nueva Biogeografía debe priorizar el estudio de los riesgos biológicos vinculados con la globalización (Cope et al., 2017) y ocuparse también del estado de salud de la Tierra (Murray et al., 2018), prestando especial atención a la incidencia del cambio climático en la redistribución natural y antrópica de la biodiversidad (Wang et al., 2017), y priorizando

la planificación y la prevención, dado que los estadios iniciales de las invasiones biológicas son los que concentran los mayores impactos en los ecosistemas y agrosistemas (Závorka et al., 2018). En el marco global del Antropoceno, se requiere una acción colectiva y coordinada que minimice los principales riesgos ambientales de nuestra época (Steffen et al., 2018).

6.5. CONCLUSIONES

En este trabajo hemos desarrollado modelos de nicho ecológico para estimar la distribución potencial global de *Xylella fastidiosa*. Hemos ensamblado dichas estimas a escala regional (península Ibérica e Islas Baleares) con *drivers* que pueden favorecer los procesos de dispersión observados en el patógeno.

A escala global, nuestros modelos han estimado una amplia distribución potencial de *Xylella fastidiosa* en latitudes medias, con valores de favorabilidad máximos en áreas con predominio de climas templados y húmedos. A nivel regional, estimamos que existe un gran potencial bioclimático para el establecimiento de *X. fastidiosa* en las zonas periféricas de la península Ibérica y Baleares y, especialmente, en el suroeste de la península y en la fachada mediterránea. En general, las áreas más expuestas a la entrada y dispersión del patógeno son los espacios interiores próximos a la costa en los que predominan las actividades agrarias, soportan densidades de población intermedias y se hallan bien comunicados.

Tanto los resultados obtenidos como la metodología aplicada representan una novedad. Por un lado, se trata de la primera estima global de distribución potencial de *Xylella fastidiosa* basada en un ensamblaje de modelos. Por otro lado, es la primera vez que se integran la modelización de nichos ecológicos y las técnicas de evaluación multicriterio, basadas en funciones de pertenencia y superposición borrosas, para representar un modelo de exposición regional a un organismo exótico como *X. fastidiosa*.

Los resultados evidencian la enorme importancia y utilidad de la información espacial y sitúa a la geografía (y a la Geografía, como disciplina) en el centro de la investigación de los procesos de contagio espacial, en el contexto de la gestión de los riesgos biológicos. En este sentido, futuros trabajos deberían avanzar en el terreno de la caracterización y discusión de la influencia de los principales *drivers* involucrados en la propagación de las especies exóticas, más allá de la estimación de las distribuciones potenciales basada en los modelos de nicho ecológico. En el Antropoceno, la estimación fidedigna de los riesgos biológicos trasciende la teoría de la probabilidad y se interna en complejo mundo de la teoría de los conjuntos borrosos.

6.6. REFERENCIAS

- Almeida, R.P.P., Coletta-Filho, H.D., Lopes, J.R.S. 2013. *Xylella fastidiosa*. En *Manual of Security Sensitive Microbes and Toxins*, pp. 841-850. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Almeida, R.P.P., Purcell, A.H. 2003. Biological Traits of *Xylella fastidiosa* Strains from Grapes and Almonds. *Applied and Environmental Microbiology* 69: 7447-7452.
- Anderson, L.G., Roccliffe, S., Haddaway, N.R., Dunn, A.M. 2015. The role of tourism and recreation in the spread of non-native species: A systematic review and meta-analysis. *PLoS ONE* 10: 1-15.
- Araújo, W.L., Marcon, J., Maccheroni, W., Van Elsas, J.D., Van Vuurde, J.W.L., Azevedo, J.L. 2002. Diversity of endophytic bacterial populations and their interaction with *Xylella fastidiosa* in citrus plants. *Applied and Environmental Microbiology* 68: 4906-4914.
- Ayala Carcedo, F.J., Olcina Cantos, J. 2002. Riesgos naturales. *Ariel ciencia* 1512.
- Banks, N.C., Paini, D.R., Bayliss, K.L., Hodda, M. 2015. The role of global trade and transport network topology in the human-mediated dispersal of alien species. *Ecology Letters* 18: 188-199.
- Barbet-Massin, M., Rome, Q., Villemant, C., Courchamp, F. 2018. Can species distribution models really predict the expansion of invasive species? *PLoS ONE* 13: 1-14.
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S.P., Peterson, A.T., Soberón, J., Villalobos, F. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling* 222: 1810-1819.
- Benedetti, Y., Morelli, F. 2017. Spatial mismatch analysis among hotspots of alien plant species, road and railway networks in Germany and Austria. *PLoS ONE* 12: e0183691.
- Bertelsmeier, C., Ollier, S., Liebhold, A., Keller, L. 2017. Recent human history governs global ant invasion dynamics. *Nature Ecology and Evolution* 1: 0184.
- Bosso, L., Di Febbraro, M., Cristinzio, G., Zoina, A., Russo, D. 2016. Shedding light on the effects of climate change on the potential distribution of *Xylella fastidiosa* in the Mediterranean basin. *Biological Invasions* 18: 1759-1768.
- Bosso, L., Russo, D., Di Febbraro, M., Cristinzio, G., Zoina, A. 2016. Potential distribution of *Xylella fastidiosa* in Italy: a maximum entropy model. *Phytopathologia Mediterranea* 55: 62-72.
- Bucci, E.M. 2018. *Xylella fastidiosa*, a new plant pathogen that threatens global farming: Ecology, molecular biology, search for remedies. *Biochemical and Biophysical Research Communications* 502: 173-182.
- Calvo Tornel, F. 1997. Algunas cuestiones sobre geografía de los riesgos. *Scripta Nova* 1: 1-13.

- Capinha, C., Essl, F., Seebens, H., Moser, D., Pereira, H.M. 2015. The dispersal of alien species redefines biogeography in the Anthropocene. *Science* 348: 1248-1251.
- Carlucci, A., Lops, F., Marchi, G., Mugnai, L., Surico, G. 2013. Has *Xylella fastidiosa* «chosen» olive trees to establish in the mediterranean basin? *Phytopathologia Mediterranea* 52: 541-544.
- Chatterjee, S., Almeida, R.P.P., Lindow, S. 2008. Living in two Worlds: The Plant and Insect Lifestyles of *Xylella fastidiosa*. *Annual Review of Phytopathology* 46: 243-271.
- Colautti, R., Colautti, R., Parker, J.D., Cadotte, M.W., Pyšek, P., Brown, C.S., Sax, D., Richardson, D. 2014. Quantifying the invasiveness of species. *NeoBiota* 21: 7-27.
- Cope, R.C., Ross, J. V., Wittmann, T.A., Watts, M.J., Cassey, P. 2017. Predicting the Risk of Biological Invasions Using Environmental Similarity and Transport Network Connectedness. *Risk Analysis*.
- Cruaud, A., Gonzalez, A.A., Godefroid, M., Nidelet, S., Streito, J.C., Thuillier, J.M., Rossi, J.P. et al. 2018. Using insects to detect, monitor and predict the distribution of *Xylella fastidiosa*: a case study in Corsica. *Scientific Reports* 8: .
- Dalmazzone, S., Giaccaria, S. 2014. Economic drivers of biological invasions: A worldwide, biogeographic analysis. *Ecological Economics* 105: 154-165.
- Delbianco, A., Czwieneczek, E., Pautasso, M., Kozelska, S., Monguidi, M., Stancanelli, G. 2018. A New Resource for Research and Risk Analysis: The Updated European Food Safety Authority Database of *Xylella* spp. Host Plant Species. *Phytopathology* PHYTO-09-18-034.
- Dormann, C.F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J.R.G. et al. 2013. Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36: 027-046.
- Eastman, J.R. 2015. TerrSet: Geospatial Monitoring and Modeling Software.
- Eastman, R. 1999. Multi-criteria evaluation and GIS. *Geographical information systems* 1: 493-502.
- Efron, B. 1981. Nonparametric estimates of standard error: The jackknife, the bootstrap and other methods. *Biometrika* 68: 589-599.
- Elith, J. 2017. Predicting distributions of invasive species. En *Invasive Species: Risk Assessment and Management*,
- Escobar, L.E., Craft, M.E. 2016. Advances and limitations of disease biogeography using ecological niche modeling. *Frontiers in Microbiology* 7: 1-21.
- Essl, F., Bacher, S., Blackburn, T.M., Booy, O., Brundu, G., Brunel, S., Cardoso, A.C. et al. 2015. Crossing Frontiers in Tackling Pathways of Biological Invasions. *BioScience* 65: 769-782.

- Feil, H., Purcell, A.H. 2001. Temperature-Dependent Growth and Survival of *Xylella fastidiosa* in Vitro and in Potted Grapevines. *Plant Disease* 85: 1230-1234.
- Fick, S., Hijmans, R.. 2017. Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37: 4302–4315.
- Fielding, A.H., Bell, J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24: 38-49.
- Franklin, J. 2009. *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Press, C. U. (ed.),. Cambridge University Press, New York.
- Franklin, J. 1995. Predictive vegetation mapping: geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Progress in Physical Geography* 19: 474-499.
- Friedman, J.H. 1991. Multivariate Adaptive Regression Splines. *The Annals of Statistics* 19: 1-67.
- Gallardo, B., Vila, L. 2019. La influencia humana, clave para entender la Biogeografía de especies invasoras en el Antropoceno. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 45: (en prensa).
- Gallien, L., Münkemüller, T., Albert, C.H., Boulangeat, I., Thuiller, W. 2010. Predicting potential distributions of invasive species: where to go from here? *Diversity and Distributions* 16: 331-342.
- Giampetruzzi, A., Velasco-Amo, M.P., Marco-Noales, E., Montes-Borrego, M., Román-Écija, M., Navarro, I., Monterde, A. et al. 2018. Draft Genome Resources of Two Strains (“ESVL” and “IVIA5901”) of *Xylella fastidiosa* Associated with Almond Leaf Scorch Disease in Alicante, Spain. *Phytopathology* PHYTO-09-18-032.
- Grosholz, E.D. 2018. New sources for the emergence of new invaders. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115: 2270-2271.
- Guisan, A., Thuiller, W., Zimmermann, N.E. 2017. *Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Guisan, A., Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Guisande González, C., Vaamonde Liste, A., Barreiro Felpeto, A. 2013. *Tratamiento de datos con R, STATISTICA y SPSS*.
- Gutiérrez Hernández, O., Cámara Artigas, R., Senciales González, J.M., García, L. V. 2018. Modelos predictivos en Biogeografía: aplicación para la modelización de nichos ecológicos en Geografía Física. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 78: 88-126.
- Gutiérrez Hernández, O., García, L. V. 2018. Incidencia de *Xylella fastidiosa* en las Islas Baleares

- y distribución potencial en la península ibérica. *Investigaciones Geográficas* 55-72.
- Hopkins, D.L. 1989. *Xylella Fastidiosa*: Xylem-Limited Bacterial Pathogen of Plants. *Annual Review of Phytopathology* 27: 271-290.
- Jackson, D.A. 1993. Stopping Rules in Principal Components Analysis: A Comparison of Heuristical and Statistical Approaches. *Ecology*, 74: 2204-2214.
- Janse, J.D., Obradovic, A. 2010. *Xylella fastidiosa*: Its biology, diagnosis, control and risks. *Journal of Plant Pathology* 92: .
- Jeger, M., Caffier, D., Candresse, T., Chatzivassiliou, E., Dehnen-Schmutz, K., Gilioli, G., Grégoire, J. et al. 2018. Updated pest categorisation of *Xylella fastidiosa*. *EFSA Journal* 16: .
- Jiang, H., Eastman, J.R. 2000. Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS. *International Journal of Geographical Information Science*.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J.M., Hortal, J. 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 14: 885-890.
- Jiménez-Valverde, A., Peterson, A.T., Soberón, J., Overton, J.M., Aragón, P., Lobo, J.M. 2011. Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions* 13: 2785-2797.
- Katinas, L., Crisci, J. V. 2018. Agriculture Biogeography: An emerging discipline in search of a conceptual framework. *Progress in Physical Geography* 42: 513-529.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F. 2006. World Map of Köppen–Geiger Climate Classification. *Meteorologische Zeitschrift* 15: 259-263.
- Landa, B., Marco-Noales, E., López, M.M. 2017. *Enfermedades causadas por la bacteria Xylella fastidiosa*. Cajamar Caja Rural.
- Lima, J.E.O. De, Miranda, V.S., Hartung, J.S., Brlansky, R.H., Coutinho, A., Roberto, S.R., Carlos, E.F. 1998. Coffee Leaf Scorch Bacterium : Axenic Culture, Pathogenicity and Comparison with *Xylella fastidiosa* of Citrus. *Plant Disease* 82: 94-97.
- Lobo, J.M., Jiménez-Valverde, A., Hortal, J. 2010. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography* 33: 103-114.
- Lobo, J.M., Jiménez-Valverde, A., Real, R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17: 145-151.
- Loconsole, G., Potere, O., Boscia, D., Altamura, G., Djelouah, K., Elbeaino, T., Frasheri, D. et al. 2014. Detection of *Xylella fastidiosa* in olive trees by molecular and serological methods. *Journal of Plant Pathology* 96: 7-14.

- Lopes, J.R.S., Landa, B.B., Fereres, A. 2014. A survey of potential insect vectors of the plant pathogenic bacterium *Xylella fastidiosa* in three regions of Spain. *Spanish Journal of Agricultural Research* 12: 795-800.
- Mang, S.M., Frisullo, S., Elshafie, H.S., Camele, I. 2016. Diversity evaluation of *Xylella fastidiosa* from infected olive trees in Apulia (Southern Italy). *Plant Pathology Journal* 32: 102-111.
- Mansfield, J., Genin, S., Magori, S., Citovsky, V., Sriariyanum, M., Ronald, P., Dow, M. et al. 2012. Top 10 plant pathogenic bacteria in molecular plant pathology. *Molecular Plant Pathology* 13: 614-629.
- De Marco, P., Nóbrega, C.C. 2018. Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. *PLoS ONE* 13: .
- Meurisse, N., Rassati, D., Hurley, B.P., Brockerhoff, E.G., Haack, R.A. 2018. Common pathways by which non-native forest insects move internationally and domestically. *Journal of Pest Science* 1-15.
- Miraldo, A., Li, S., Borregaard, M.K., Flórez-rodríguez, A., Gopalakrishnan, S., Rizvanovic, M., Wang, Z. et al. 2016. An Anthropocene map of genetic diversity. *Science* 353: 1532-1535.
- Montz, B.E., Tobin, G.A. 2011. Natural hazards: An evolving tradition in applied geography. *Applied Geography* 31: 1-4.
- Morente, M., Cornara, D., Moreno, A., Fereres, A. 2018. Continuous indoor rearing of *Philaenus spumarius*, the main European vector of *Xylella fastidiosa*. *Journal of Applied Entomology* 142: 901-904.
- Morente, M., Cornara, D., Plaza, M., Durán, J., Capiscol, C., Trillo, R., Ruiz, M. et al. 2018. Distribution and Relative Abundance of Insect Vectors of *Xylella fastidiosa* in Olive Groves of the Iberian Peninsula. *Insects* 9: 175.
- Murray, K.A., Olivero, J., Roche, B., Tiedt, S., Guégan, J.F. 2018. Pathogeography: leveraging the biogeography of human infectious diseases for global health management. *Ecography* 41: 1411-1427.
- Murray, K.A., Preston, N., Allen, T., Zambrana-Torrel, C., Hosseini, P.R., Daszak, P. 2015. Global biogeography of human infectious diseases. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112: 12746-12751.
- Naimi, B., Araújo, M.B. 2016. sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography* 39: 368-375.
- Nunney, L., Ortiz, B., Russell, S.A., Sánchez, R.R., Stouthamer, R. 2014. The complex biogeography of the plant pathogen *Xylella fastidiosa*: Genetic evidence of introductions and subspecific introgression in central America. *PLoS ONE* 9: .
- Oreskes, N., Shrader-Frechette, K., Belitz, K. 1994. Verification, Validation, and Confirmation

- of Numerical Models in the Earth Sciences. *Science* 263: 641-646.
- Packer, J.G., Meyerson, L.A., Richardson, D.M., Brundu, G., Allen, W.J., Bhattarai, G.P., Brix, H. et al. 2017. Global networks for invasion science: benefits, challenges and guidelines. *Biological Invasions* 19: 1081-1096.
- Parker, J.D., Torchin, M.E., Hufbauer, R.A., Bosssdorf, O., Byers, J.E., Dunn, A.M., Heckman, R.W. et al. 2013. Do invasive species perform better in their new range. *Ecology* 94: 1-8.
- Peterson, A.T., Soberón, J., Pearson, R.G., Anderson, R.P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., Bastos Araujo, M. 2011. *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Dudík, M., Schapire, R.E., Blair, M.E. 2016. Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography*.
- Phillips, S.J., Dudi, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent : new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161-175.
- Pimentel, D., Zuniga, R., Morrison, D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52: 273-288.
- Purcell, A.H. 1997. *Xylella fastidiosa*, a regional problem or global threat? *Journal of Plant Pathology* 79: 99-105.
- R Core Team. 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing. *R Foundation for Statistical Computing*.
- Ramírez-Albores, J.E., Bustamante, R.O., Badano, E.I. 2016. Improved predictions of the geographic distribution of invasive plants using climatic niche models. *PLoS ONE* 11: 1-14.
- Rapicavoli, J., Ingel, B., Blanco-Ulate, B., Cantu, D., Roper, C. 2018. *Xylella fastidiosa*: an examination of a re-emerging plant pathogen. *Molecular Plant Pathology* 19: 786-800.
- Redak, R.A., Purcell, A.H., Lopes, J.R.S., Blua, M.J., Mizell III, R.F., Andersen, P.C. 2004. The biology of xylem fluid-feeding insect vectors of *Xylella fastidiosa* and their relation to disease epidemiology. *Annual Review of Entomology* 49: 243-270.
- Ricciardi, A., Blackburn, T.M., Carlton, J.T., Dick, J.T.A., Hulme, P.E., Iacarella, J.C., Jeschke, J.M. et al. 2017. Invasion Science: A Horizon Scan of Emerging Challenges and Opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* 32: 464-474.
- Robinson, G.M. 2018. New frontiers in agricultural geography: Transformations, food security, land grabs and climate change. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 2018: 1-48.
- Rodríguez-Labajos, B., Binimelis, R., Monterroso, I. 2009. Multi-level driving forces of

- biological invasions. *Ecological Economics* 69: 63-75.
- Saponari, M., Giampetruzzi, A., Loconsole, G., Boscia, D., Saldarelli, P. 2018. *Xylella fastidiosa* in olive in Apulia: where we stand. *Phytopathology* 1-12.
- Seebens, H., Blackburn, T.M., Dyer, E.E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Pagad, S. et al. 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8: 14435.
- Seebens, H., Essl, F., Dawson, W., Fuentes, N., Moser, D., Pergl, J., Pyšek, P. et al. 2015. Global trade will accelerate plant invasions in emerging economies under climate change. *Global Change Biology* 21: 4128-4140.
- Sicard, A., Zeilinger, A.R., Vanhove, M., Schartel, T.E., Beal, D.J., Daugherty, M.P., Almeida, R.P.P. 2018. Annual Review of Phytopathology *Xylella fastidiosa*: Insights into an Emerging Plant Pathogen. *Annual Review of Phytopathology* 56: 9.1-9.22.
- Steffen, W., Rockström, J., Richardson, K., Lenton, T.M., Folke, C., Liverman, D., Summerhayes, C.P. et al. 2018. Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115: 8252-8259.
- Strona, G., Carstens, C.J., Beck, P.S.A. 2017. Network analysis reveals why *Xylella fastidiosa* will persist in Europe. *Scientific Reports* 7: .
- Tingley, R., García-Díaz, P., Arantes, C.R.R., Cassey, P. 2018. Integrating transport pressure data and species distribution models to estimate invasion risk for alien stowaways. *Ecography*.
- Václavík, T., Meentemeyer, R.K. 2012. Equilibrium or not? Modelling potential distribution of invasive species in different stages of invasion. *Diversity and Distributions* 18: 73-83.
- Václavík, T., Meentemeyer, R.K. 2009. Invasive species distribution modeling (iSDM): Are absence data and dispersal constraints needed to predict actual distributions? *Ecological Modelling* 220: 3248-3258.
- Waters, C.N., Zalasiewicz, J., Summerhayes, C., Barnosky, A.D., Poirier, C., Ga uszka, A., Cearreta, A. et al. 2016. The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. *Science* 351: 137-148.
- Wells, J.M., Raju, B.C., Hung, H.-Y., Weisburg, W.G., Mandelco-Paul, L., Brenner, D.J. 1987. *Xylella fastidiosa* gen. nov.: gram-negative, xylem-limited, fastidious plant bacteria related to *Xanthomonas* spp. *International Journal of Systematic Bacteriology* 37: 136-143.
- Zhu, G.P., Peterson, A.T. 2017. Do consensus models outperform individual models? Transferability evaluations of diverse modeling approaches for an invasive moth. *Biological Invasions* 19: 2519–2532.

Capítulo 7

Discusión general

7.1. DISCUSIÓN GENERAL

7.1.1. Aportaciones del análisis de los cambios en los usos y coberturas del suelo

En el capítulo 2 hemos abordado un análisis de los cambios de la superficie forestal de Andalucía, basado en los datos de ocupación del suelo y la aplicación de métodos estadísticos y cartográficos integrados en un Sistema de Información Geográfica. Empleamos dos periodos de referencia, 1956 (t1) y 2007 (t2), y dos fuentes cartográficas oficiales, el primer y último de los Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Andalucía, a escala 1:25.000. Dichos materiales fueron seleccionados con el objetivo de abarcar el intervalo temporal más amplio posible, a partir de una fuente cartográfica armonizada según los mismos procedimientos de captura.

Con respecto a las investigaciones previas sobre la evolución de los usos y coberturas vegetales en Andalucía por la REDIAM, realizamos las siguientes aportaciones e innovaciones: estudio específico y exhaustivo sobre la ocupación del suelo eminentemente forestal; análisis del rol de los principales *drivers* o patrones explicativos de la distribución de los usos y cubiertas forestales; análisis espacializado de persistencias y cambios de las distintas clases de ocupación del suelo forestal, y análisis de intercambios y transiciones entre distintas clases; producción de material gráfico y cartográfico inédito sobre la naturaleza de los cambios; y, finalmente, una revisión de la literatura científica para abundar en la explicación histórica de los cambios en contextos regionales específicos.

De acuerdo con los resultados obtenidos, las superficies con usos forestales han permanecido relativamente estables en el periodo de referencia, con ligeros descensos debido a la presión urbanística en el litoral y áreas periurbanas, resultados que concuerdan con los obtenidos anteriormente por otras investigaciones (Bermejo Pérez et al., 2011). Sin embargo, en el mismo periodo, hemos asistido a un considerable aumento de la superficie forestal arbolada en todos sus grados de cobertura. Este incremento también fue observado en el Segundo Inventario Forestal Nacional (Ministerio de Medio Ambiente, 1998) y el Tercer Inventario Forestal Nacional (Ministerio de Medio Ambiente, 2008), tanto para Andalucía como para el conjunto de España. Es importante remarcar que existen notables diferencias entre nuestros datos y métodos y los empleados por el IFN (Inventario Forestal Nacional), porque recogen fechas de captura no coincidentes y distintas aproximaciones para el cómputo de las superficies, así como diferentes criterios para establecer los umbrales entre clases forestales. Por tanto, el aumento de la superficie forestal arbolada en Andalucía es un hecho constatado en diferentes investigaciones que, como en el conjunto del país, se debe en buena medida a los trabajos de reforestación llevados a cabo por la administración pública (Mesa Garrido, 2016).

Nuestra investigación aportó nuevos hallazgos que tienen que ver con el estudio de los patrones subyacentes en la distribución de los usos y coberturas vegetales y la caracterización de la naturaleza de los cambios.

Desde el punto de vista de la ocupación del suelo, los factores que explican la distribución de los usos forestales tienen más relación con las restricciones o limitaciones que encuentran otros usos, que con la existencia de una genuina vocación forestal en los espacios donde persisten los usos forestales (Valdés y Gil Sánchez, 1998). Y en ambos casos, la superficie forestal existente es el resultado, por acción u omisión, de un proceso de antropización.

Otro de los hallazgos de la presente investigación se relaciona con la espacialización de los resultados obtenidos, merced a la producción de una cartografía inédita sobre las persistencias, los cambios y la naturaleza de los intercambios entre clases forestales de ocupación del suelo, de acuerdo con una metodología que ha sido aplicada en otros campos de la Geografía (Plata Rocha et al., 2009). La nueva cartografía de los cambios representa una nueva radiografía de la transformación. Así, verificamos que las principales transiciones entre clases de ocupación forestales se han producido desde formaciones herbáceas y arbustivas hacia formaciones arboladas, con distinto grado de cobertura. Posteriormente documentamos el proceso, que en buena medida ha sido consecuencia de los trabajos forestales llevados a cabo durante el periodo franquista (Gómez Mendoza y Mata Olmo, 2002). Estas políticas hunden sus raíces en las desarrolladas a finales del Siglo XIX y principios del XX, en un intento por frenar los excesos de la desamortización de Madoz (García de Cortázar y González Vesga, 1994).

Hasta el momento de la publicación de la investigación, no se había elaborado una cartografía sobre la naturaleza de los cambios en las cubiertas forestales en Andalucía, sino cartografías sobre el estado de las cubiertas forestales en cada periodo de referencia. La importancia de esta nueva cartografía, que explicita los cambios, radica en el hecho de que permite iniciar una nueva línea de investigación en Biogeografía orientada a la búsqueda de patrones atendiendo a la naturaleza de los cambios (Hewson et al., 2019). Por ejemplo, mediante esta metodología es posible estudiar cartográficamente la naturaleza de los procesos de sucesión vegetal a partir de la relación entre el tipo de cambio experimentado por una determinada formación forestal y las variables ambientales subyacentes, porque ambas están cartografiadas en el espacio y en el tiempo, generando así mapas de transiciones potenciales basadas en la evidencia de los datos y la generalización estadística, como paso previo a la simulación de dinámicas ambientales (Camacho Olmedo et al., 2013).

Es necesario, asimismo, considerar las limitaciones de los resultados obtenidos y su incidencia en las posibilidades metodológicas que ofrece su aplicación en Biogeografía.

En relación con los datos empleados, en nuestra investigación utilizamos una cartografía vectorial de usos y coberturas, que reconvertimos a una cuadrícula de datos raster con una resolución de malla de 250 m. El objetivo era caracterizar cambios en un contexto regional a escalas intermedias y esta resolución permite capturar todas las grandes formaciones, eliminar redundancias innecesarias en los geodatos y favorecer una mayor eficiencia computacional y velocidad de proceso de los cálculos en el entorno del software de análisis. Sin embargo, esta escala no sería la más apropiada para analizar los cambios en formaciones cuya impronta espacial tiene una naturaleza puntual o lineal; por ejemplo, caso de las formaciones riparias que, aunque tienen una gran significación espacial en Andalucía, la escala de captura y la resolución espacial de la cartografía empleada impide la correcta discriminación de estas cubiertas forestales.

En relación con los aspectos metodológicos, el análisis de cambios que implementa el Land Change Modeler de Clark Labs —y otros sistemas similares— produce una cantidad de datos que puede resultar difícil de sintetizar, circunstancia que puede dificultar la lectura de los resultados. Por tanto, es necesario acotar un alcance de los objetivos y el área de estudio: en nuestro caso el conjunto de Andalucía. No existe una única escala natural, es el observador quien en última instancia impone un sesgo perceptual y un filtro a través del cual se percibe la naturaleza del problema (Levin, 1992). Aunque en nuestra investigación sugerimos determinadas casuísticas para explicar posibles procesos de sucesión vegetal, o decaimiento forestal en determinadas formaciones, y apoyamos la hipótesis en otros estudios realizados con distintas metodologías, la verificación de las hipótesis sólo es posible definiendo una metodología *ad hoc*. En este sentido, la consideración de periodos de referencia intermedios (t_1 , t_2 , t_3) en el análisis, permitiría estudiar la velocidad de los cambios y la verificación de tendencias y procesos (Aldwaik y Pontius, 2012; Huang et al., 2012), algo que no es posible empleando tan sólo dos periodos de referencia. Otro aspecto relevante, relacionado con el estudio de los procesos, es que el análisis de cambios basados en mapas de ocupación del suelo es más efectivo detectando patrones cuando se trabaja con amplios intervalos de tiempo (Pontius et al., 2018). Para intervalos de tiempo más cortos sugerimos el recurso de la monitorización mediante sensores remotos y los análisis de tendencia, aspecto que abordamos en el capítulo 5 y discutimos en el apartado 7.1.4.

Una correcta aplicación de la metodología descrita permite una visión retrospectiva más certera acerca de la naturaleza de los cambios y los patrones subyacentes en los mismos a escalas intermedias, y posibilita, además, una visión prospectiva que puede ser de interés en

el estudio de la transformación de los usos y coberturas vegetales, el análisis de la resiliencia de los paisajes vegetales y, conjuntamente, de cara a su aplicación en estudios de evaluación de impacto ambiental de planes y programas. La cartografía sobre la ocupación del suelo es una de las más exhaustivas y detalladas de cuantas se producen (Valcárcel Sanz, 2012), y su aprovechamiento podría completar la dimensión espacialmente explícita de la que adolecen los inventarios sobre especies vulnerables, amenazadas y en peligro de extinción, que, con una frecuencia de actualización realmente baja, extrapolan datos poco representativos basados en amplias cuadrículas de muestreo (Ocampo-Peñuela et al., 2016).

En los últimos años, la producción científica internacional sobre el análisis de cambios en la ocupación del suelo había estado muy centrada en la comparativa entre algoritmos informáticos y paquetes de software (Pérez-Vega et al., 2012; Meentemeyer et al., 2013; Rosa et al., 2013; Mas et al., 2014; Camacho Olmedo et al., 2015; Bradley et al., 2016). Se está avanzando en el campo de la implementación de medidas de asociación estadística, en operaciones de superposición de datos espaciales categóricos, implementando los métodos de autocorrelación espacial, que son más adecuados para calibrar la influencia del factor proximidad en el análisis de cambios (Naimi et al., 2019). Consideramos que uno de los aspectos por resolver en estas aproximaciones es el estudio de las relaciones existentes patrones espaciales y los procesos ambientales, y la escasa preocupación por la integración de modelos y estándares, un aspecto que parece estar reconduciéndose si analizamos el espacio por donde transita el debate (Bradley et al., 2017; Pontius et al., 2018; Mas et al., 2019), y en el que la Biogeografía del Antropoceno debe ocupar un rol fundamental.

7.1.2. Aportaciones de los modelos predictivos en Biogeografía

En el capítulo 3 desarrollamos un flujo de trabajo general para el desarrollo de modelos predictivos en el contexto de la Geografía física, con el objetivo de poner a punto una metodología científica para el reconocimiento de patrones y el desarrollo modelos explicativos y predictivos en Biogeografía. En el caso de estudio, reconstruimos un modelo del nicho ecológico del alcornoque (*Quercus suber*) en Andalucía.

Los modelos de nicho ecológico forman parte de los modelos de distribución de especies, conjunto más amplio que incluye, además, modelos sobre abundancia, biodiversidad, conectividad y dispersión de especies y comunidades (Franklin, 2009). Buena parte de estos modelos comparten sus bases estadísticas y los métodos predictivos, pero difieren tanto en sus planteamientos, como en sus objetivos, así como en la naturaleza de los datos de entrada y salida. Los modelos de nicho ecológico se basan en datos registrados en forma de presencias (1) y ausencias (0) de especies y se modelizan empleando distribuciones estadísticas

binomiales que relacionan las presencias y ausencias con las variables ambientales explicativas, mediante funciones de vínculo (Peterson et al., 2011).

Aunque el campo de la modelización de nichos ecológicos constituye un activo frente de investigación a nivel internacional (Barbosa y Schneck, 2015), especialmente en el contexto de la Biología de la conservación y la Ecología, la situación es completamente opuesta en la investigación biogeográfica desarrollada en el marco de la Geografía física en España, donde la aplicación de estas técnicas está poco extendida (Gutiérrez-Hernández, 2018). Lejos de aplicar un esquema simplificado, se propuso el desarrollo de un flujo de trabajo integral con el objetivo de implementar una guía de buenas prácticas, a través de la aplicación efectiva de un muestreo sistemático de los registros de presencia y ausencia de la especie, la depuración de la calidad de los datos mediante técnicas de superposición en SIG y apoyo con fuentes geobotánicas, la selección de las variables ambientales más adecuadas según el caso, la reducción del efecto de la multicolinealidad de los predictores, el cumplimiento de la independencia estadística de los datos empleados, la calibración de modelos estadísticos que maximizaran la capacidad explicativa y minimizaran el error, la construcción de modelos predictivos basados en ensamblajes de modelos individuales calibrados y evaluados con distintos datos en distintas iteraciones, la evaluación de la capacidad discriminante de los modelos y, finalmente, la elaboración de una cartografía del consenso entre modelos y una cartografía de la incertidumbre en los modelos.

Obtuvimos un modelo estadístico óptimo que describe la distribución potencial del alcornoque condicionada por su preferencia por suelos ligera o moderadamente ácidos sobre sustratos silíceos, un ombrotipo subhúmedo-húmedo, una amplitud térmica reducida, dentro de un clima templado con unas medias de las mínimas por encima del umbral de las heladas. Todos los modelos predictivos tuvieron una excelente capacidad discriminante y mejoraron la coherencia de las predicciones obtenidas en trabajos previos sobre modelos de distribución de quercíneas en Andalucía (López-Tirado y Hidalgo, 2016). En este último trabajo, los modelos ajustados proyectaron una elevada idoneidad para la especie en amplias zonas del manto eólico de Doñana (Huelva) y núcleo peridotítico de Sierra Bermeja (Málaga), sustratos donde realmente no se dan las condiciones adecuadas para el establecimiento de la especie. En el primer caso, por la escasa humedad de los suelos en zonas donde el nivel freático está muy bajo (Granados Corona, 1987), y, en el segundo, porque los estudios pedoantracológicos más actuales demuestran la ausencia de esta especie en sustratos ultramáficos (Olmedo-Cobo et al., 2018).

La mejoras en nuestros modelos se deben, por un lado, a un contraste y verificación geobotánica de los registros de presencia y ausencia de alcornoque, y, por otro lado, a la

calibración de un modelo estadístico en el tuvimos en cuenta la significación ecofisiológica de los factores que controlan la distribución potencial de la especie (Mod et al., 2016). En este sentido, consideramos una interacción entre el factor *pH* (variable continua) y el factor litología (variable categórica), interacción contenida precisamente en el modelo que maximizaba la varianza explicada. No obstante, y en relación con las limitaciones de los modelos de nicho ecológico, recomendamos el uso de máscaras espaciales para explicitar restricciones ecofisiológicas basadas en el conocimiento experto de la especie y la zona de estudio, con objeto de depurar con exactitud y precisión una cartografía que suele emplearse para el diseño y ejecución de trabajos de restauración forestal.

Una de las aplicaciones de los modelos de nicho ecológico, cuando están bien calibrados, es la reconstrucción de nichos ecológicos potenciales de especies cuya distribución geográfica es poco conocida por la escasez de registros de presencia (Peterson et al., 2011; McInerny y Etienne, 2012; Guisan et al., 2017). En este contexto, cabría preguntarse por qué planteamos la aplicación de la modelización de nichos ecológicos para estimar la distribución potencial de una especie cuya distribución geográfica es tan bien conocida y tan relativamente bien conservada como la del alcornoque. Básicamente, porque consideramos que una propuesta metodológica de buenas prácticas debe basarse necesariamente en modelos calibrados sobre especies bien conocidas y en áreas de estudio bien conocidas.

Los modelos de nicho ecológico pueden llegar a ser no tan buenos como parecen (Jiménez-Valverde et al., 2008), sobre todo si se incumplen determinados requisitos relacionados con los datos y los métodos y no se interpretan adecuadamente los resultados a partir de un marco teórico y conceptual adecuado (Soberón y Townsend Peterson, 2005).

Hasta el momento de publicarse los resultados de esta investigación, la mayor parte de la producción científica internacional sobre modelos de nicho ecológico o modelos de distribución de especies estaba muy centrada, como ocurría con el análisis de cambios de la ocupación del suelo, en comparativas sobre las prestaciones de diferentes algoritmos (Felicísimo et al., 2002; Felicísimo y Gómez-Muñoz, 2004; Barry y Elith, 2006; Tsoar et al., 2007; Elith y Graham, 2009; Zimmermann et al., 2010; Liu et al., 2011; Barbet-Massin et al., 2012; Merow et al., 2013; Radosavljevic y Anderson, 2014; Qiao et al., 2015; Fordham et al., 2017). Por su parte, también proliferaban numerosas propuestas para solventar problemas muy específicos que presenta la modelización de nichos ecológicos, tales el efecto de la autocorrelación espacial de los datos ecológicos (Dormann et al., 2007; Naimi et al., 2011; Jiménez-Valverde, 2012; Halvorsen et al., 2016), los sesgos espaciales de los datos procedentes de los inventarios (Araújo y New, 2007; Varela et al., 2014; El-Gabbas y Dormann, 2018), la relevancia ecológica y ecofisiológica de los predictores empleados (Mouton et al.,

2010; Mod et al., 2016; Fourcade et al., 2018), el efecto de la multicolinealidad de los predictores (De Marco y Nóbrega, 2018), la definición de la escala más relevante (Record et al., 2018), el número mínimo de registros de presencia necesario para desarrollar modelos (van Proosdij et al., 2016), la problemática de la evaluación de modelos (Allouche et al., 2006; Lobo et al., 2008; Jiménez-Valverde, 2012), recomendaciones para realizar ensamblajes de modelos (Araújo y New, 2007; Naimi y Araújo, 2016; Zhu y Peterson, 2017), consideraciones sobre la complejidad de los modelos (Fordham et al., 2017), etc.

Por tanto, nos encontrábamos ante una gran cantidad de soluciones dispersas para abordar problemas muy concretos y frente a la ausencia de un flujo de trabajo bien definido, que integrase este conjunto disperso de buenas prácticas en materia de modelización.

De hecho, esta necesidad de establecer una guía de buenas prácticas para el conjunto del flujo de trabajo sobre modelos de nicho ecológico culmina con publicación reciente de «Standards for distribution models in biodiversity assessments», coordinada por Miguel Bastos Araujo, uno de los biogeógrafos más influyentes de nuestro tiempo (Araújo et al., 2019). En este artículo, publicado con posterioridad a nuestros resultados de investigación descritos en los capítulos 3 y 4, se detallan buenas prácticas en aspectos como: asunciones previas de los modelos, diseño de muestreo, sesgos en los datos y datos espurios, definición del área de estudio y dominio ambiental, análisis de la multicolinealidad, complejidad de los modelos, resolución y exactitud espacial, elección de variables, consideración de la incertidumbre, etc. Todas estas buenas prácticas fueron consideradas en su mayor parte en nuestros trabajos de investigación, en el que además incorporamos una verificación geobotánica con apoyo de fuentes geográficas e históricas de los registros de presencia. Por tanto, destacamos el rigor, la vigencia y la actualidad de los resultados obtenidos en la metodología propuesta, que constituye además su aplicación más completa en el contexto de la Geografía física en España, desde los primeros trabajos desarrollados por David Nogués Bravo en el Instituto Pirenaico de Ecología del CSIC (Nogués Bravo, 2003; Nogués-Bravo y Martínez-Rica, 2004).

La incorporación de los modelos de nichos ecológico en el ámbito de la Biogeografía puede mejorar el conocimiento de los factores mesológicos de la vegetación y contribuir a un desarrollo de la cartografía de especies poco conocidas, cuya primera aproximación pasa por los modelos de distribución potencial a partir de los registros de presencia procedentes de los datos de inventario. En este punto, y retomando las conclusiones de Bejarano Palma y Rubio Recio (1999), todavía vigentes en muchos aspectos, consideramos que los modelos de nicho ecológico pueden contribuir a «rentabilizar la experiencia adquirida» en los trabajos desarrollados por biogeógrafos sobre geobotánica y fitosociología, que incluyen numerosos

inventarios y transectos, cuyos datos podrían ser empleados para el desarrollo de modelos de distribución de sobre nichos ecológicos, biodiversidad y abundancia de especies o reinterpretados en busca de patrones subyacentes en poblaciones y comunidades.

Asimismo, la aplicación de los modelos predictivos podría servir de espoleta para el desarrollo de disciplinas todavía incipientes en el contexto de la Geografía física como la Zoogeografía, en las que los datos son escasos y su obtención conlleva una gran dificultad (Lozano Valencia y Meaza Rodríguez, 2000). En este sentido, los modelos predictivos se pueden emplear para la optimización de estrategias de muestreo de acuerdo al siguiente procedimiento general: 1) A partir de un número reducido de registros de presencia y ausencia, se desarrolla un modelo de distribución potencial de una especie; 2) A continuación, se realiza un trabajo de campo en busca de presencias o ausencias en aquellas zonas donde el modelo predice máxima favorabilidad, pero no tenemos registros de presencia; 3) Se incorporan las nuevas presencias y ausencias al modelo, que poco a poco va mejorando su rendimiento. Hay que señalar que, en zoogeografía, se requiere una caracterización más completa de los registros de presencia y ausencia, dada la movilidad de la fauna, y hay que considerar los patrones de territoriales en los desplazamientos y los hábitos migratorios. Por otro lado, se puede prescindir de registros de ausencia en la modelización, si se considera que estos no son del todo informativos.

En los últimos años, los modelos de nicho ecológico y los modelos de distribución de especies en general —que incluyen modelos sobre abundancia, biodiversidad, dispersión, conectividad, etc.—, se están convirtiendo en las principales herramientas utilizadas para la regionalización de zonas de especial protección, priorización hábitats amenazados y diseño de espacios naturales protegidos (Porfirio et al., 2014; Tulloch et al., 2016; Villero et al., 2016; Rincón et al., 2019). Junto con los mapas de ocupación del suelo, los modelos de distribución de especies también pueden servir para evaluar la representatividad de los espacios naturales protegidos (Rodríguez-Rodríguez y Martínez-Vega, 2018) y determinar priorización de zonas de especial protección (Hermoso et al., 2018).

La aplicación de estos modelos predictivos (y explicativos) no sustituye al conocimiento experto, pero sí viene a aportar métodos cuantitativos que permiten objetivar, verificar y estandarizar los criterios de conservación, en el marco de una evaluación multicriterio más fundamentada, y la toma de decisiones en materia de planificación y gestión de espacios naturales protegidos, para definir modelos de intervención integrada que, a menudo, distan mucho de ser coherentes (Mulero Mendigorri, 2015, 2017, 2018).

La Geografía física, por su aproximación integrada de los elementos del medio físico y la consideración del papel de la influencia del ser humano, puede adoptar un rol fundamental en futuros trabajos sobre modelos de distribución de especies. En este sentido, se requiere una caracterización más exhaustiva de los registros de presencia, ausencias o abundancia de las especies. Los modelos de distribución potencial podrían ser más informativos si se adecuaran a las características de tales registros. Por ejemplo, hay determinadas especies cuyas presencias tienen una naturaleza relictiva en un contexto ambiental actual, y sólo se encuentran individuos adultos de avanzada edad, pero no se dan las condiciones para la regeneración de la especie y no se encuentran plántulas ni individuos juveniles. Éste es quizás uno de los aspectos en los que menos se ha investigado y que tiene especial incidencia en los ecosistemas forestales mediterráneos en un contexto de cambio global. Se trata un campo de trabajo en el que, de nuevo, es posible incorporar los datos y la experiencia de los trabajos geobotánicos realizados.

7.1.3. Aportaciones de la proyección de escenarios de cambio climático

Aunque la proyección geográfica del nicho ecológico de una especie pueda estar sujeta a todo tipo de modificaciones, ocasionadas por los cambios en las condiciones ambientales y la interacción entre agentes bióticos, se concibe que el nicho ecológico de un taxón, mientras éste existe como tal, es una cualidad constante en el tiempo (Peterson et al., 2011). La modelización basada en la teoría del nicho ecológico gravita, por tanto, en torno al supuesto que cada especie -en tanto persiste- está en equilibrio o pseudoequilibrio con las condiciones ambientales que determinan su existencia a lo largo del tiempo (Austin, 2007).

Trabajos recientes señalaban que las perspectivas de los abetos en la península Ibérica, *Abies alba* y, en particular, *Abies pinsapo*, eran muy negativas debido a la concurrencia de varios factores relacionados con el calentamiento global, llegando a sugerir la «extinción» de *Abies pinsapo* en su área de distribución en la Serranía de Ronda (Felicísimo et al., 2012).

Ante este panorama, y dado que los modelos de nicho ecológico han sido reconocidos entre el conjunto de técnicas más adecuadas para la simulación de los efectos del cambio climático en la distribución potencial de las especies (Guisan y Zimmermann, 2000; Araújo y Whittaker, 2005; Araújo y Guisan, 2006; Araújo y New, 2007; Porfirio et al., 2014; Guisan et al., 2017; Araújo et al., 2019), desarrollamos una propuesta basada en un ensamblaje de modelos de nicho ecológico con el objetivo de proyectar con mayor detalle espacial (100 m), el impacto del calentamiento global en la distribución potencial de *Abies pinsapo* de acuerdo con los datos más actualizados correspondientes a los escenarios de cambio climático previstos según el Quinto Informe de Evaluación del IPCC climático (IPCC, 2013).

De acuerdo con el procedimiento descrito en el capítulo 2, calibramos dos conjuntos de modelos basado en 100 réplicas, y cartografiamos la tendencia central y la dispersión de los modelos ensamblados. A partir de *downscaling* estadístico generamos los mapas de estimación de clima futuro a 100 m de resolución espacial, incorporando en los mismos las anomalías del AR5-IPCC regionalizadas por la AEMET. Desarrollamos un ensamblaje de modelos climáticos a partir de las medias de tendencia central de todos los GCMs regionalizados, estableciendo tres periodos de referencia: 2050 (2025-2050), 2075 (2050-2075) y 2100 (2075-2100); y, considerando tres rutas alternativas de emisión de CO₂: RCP4.5, RCP6.0 y RCP8.5. Así, cada escenario de clima futuro, estuvo definido por un periodo de referencia y una ruta de emisión CO₂. Finalmente, proyectamos para cada escenario futuro los modelos de nicho ecológico calibrados con datos de clima actual.

Nuestros modelos estimaron una drástica reducción de la distribución potencial de la especie en el área de estudio más allá del año 2050, incluso la desaparición del espacio ecológico del pinsapo, en el peor de los escenarios, hacia el año 2100, de acuerdo con las rutas de emisión de CO₂ RCP8.5. Los resultados obtenidos en esta investigación se sitúan en la línea de los obtenidos por otros investigadores para esta y otras especies emparentadas en ecosistemas mediterráneos de la península Ibérica, también vulnerables al cambio climático (Linares et al., 2009, 2010; Alba-Sánchez et al., 2010; Felicísimo et al., 2012; Guerrero et al., 2013; López-Tirado y Hidalgo, 2016; de Rigo et al., 2017). Sin embargo, también hemos encontrado importantes diferencias, tanto por la metodología y los datos empleados, como en los resultados y en la interpretación de los mismos, añadiendo el hecho de que hemos trabajado con los datos más actualizados del 5º informe del IPCC.

Frente a los resultados obtenidos por Felicísimo *et al.* (2002) a una resolución de 1 km, donde los autores sólo operaron con Maxent nuestros modelos, ensamblados a partir de 100 réplicas calibradas con Modelos Lineales Generalizados, Maxent, Random Forest y generando una cartografía con 100 m de resolución espacial, obtuvieron valores de idoneidad más elevados para la especie dentro del área de estudio, y mejores expectativas dentro de los escenarios de cambio climático previstos, en buena parte porque trabajamos una escala más detallada y capturamos una mayor variabilidad de los microambientes que posibilitan la presencia del pinsapo. Coincidimos con Guerrero *et al.* (2013) en el hecho de que las variables relacionadas con las temperaturas tendrán una mayor incidencia en la especie que las relacionadas con las precipitaciones, pero que, en última instancia, los requisitos de humedad del pinsapo estarán vinculados a los microambientes de umbría en lugares elevados. Finalmente, nuestros resultados también están en la línea de los obtenidos por un reciente informe del Centro Común de Investigación (JRC) de la Comisión Europea sobre el impacto del calentamiento global en la distribución del *Abies alba* en el continente europeo (de Rigo et al.,

2017), donde los autores -que emplearon una metodología similar a la nuestra- concluyen que el área de distribución potencial para el abeto blanco sufrirá un drástico cambio en Pirineos, Alpes y Cárpatos.

Por otra parte, los resultados obtenidos con los modelos de nicho ecológico son coherentes con los obtenidos por otros investigadores usando diferentes metodologías (Linares et al., 2009, 2010). Así, Linares *et al.* (2010), en un estudio donde analizaron anillos de crecimiento de pinsapo, concluyen que el decaimiento de las poblaciones de la especie está provocado por una combinación de factores en las que interviene el estrés hídrico tanto en el corto plazo como en el largo plazo, convirtiendo a la especie en altamente vulnerable al calentamiento global. En este sentido, los autores destacan que el óptimo de la especie se produce en los pisos más elevados, que es donde la especie actualmente está prácticamente ausente, pero donde nuestros modelos también encuentran los valores de idoneidad más elevados, especialmente en los escenarios previstos en el futuro.

En el capítulo de limitaciones de la investigación, conviene aclarar que nuestros modelos de nicho ecológico proyectan distribuciones potenciales de la especie. En nuestro caso, una reducción de la distribución potencial o nicho ecológico fundamental de *Abies pinsapo*. Pero la potencialidad y viabilidad de una especie va mucho más allá de los factores que introducimos en un correlativo de distribución potencial. Realmente, los modelos de nicho ecológico cuando son proyectados, registran los ambientes de favorabilidad que más se parecen a los escenarios de calibración. Y los resultados son útiles, pero están lejos de ser absolutamente concluyentes.

Este aspecto fue ampliamente discutido en el apartado correspondiente del capítulo 3. A modo de resumen de la discusión, es necesario aclarar que, en realidad, nuestros modelos proyectan el nicho ecológico fundamental de acuerdo con los datos introducidos la fase de calibración y proyectados hacia escenarios futuros, pero no pueden simular en términos dinámicos cómo se comportará una especie en los nuevos escenarios, puesto que hay muchos factores y procesos que no han sido introducidos en el modelo o no pueden ser considerados por ningún modelo apriorísticamente. No obstante, cabe esperar que allí donde una especie se encuentre fuera del rango de su nicho ecológico fundamental, comenzará a experimentar un retroceso de la distribución geográfica, especialmente si le caracteriza una escasa plasticidad ecológica, caso de *Abies pinsapo*.

La generación de escenarios de cambio climático y la simulación de los efectos sobre el medio ambiente puede abrir distintas líneas investigación en el contexto de la Geografía física.

Aunque la generación de escenarios de cambio climático y la simulación de los efectos sobre la biodiversidad, es una práctica que viene siendo aplicada activamente por las diferentes administraciones públicas competentes en materia de medio ambiente a escala autonómica, estatal y comunitaria, y tiene una gran incidencia sobre el diseño e implementación de estrategias de protección y restauración de ecosistemas, se trata de una metodología poco conocida en el ámbito de la comunidad de geógrafos españoles. Una vez más, destacamos la excepcionalidad de los trabajos de David Nogués Bravo, geógrafo español que ha desarrollado la mayor parte de su carrera fuera de España y que constituye un auténtico referente internacional en el estudio de las distribuciones de los seres vivos en el pasado (Nogués-Bravo, 2009; Nogués-Bravo et al., 2018).

Futuros trabajos deberían explorar las fronteras de aquello que conocemos cada vez mejor, el pasado, con el objeto de enriquecer las explicaciones sobre el futuro. En el caso de *Abies pinsapo*, sugerimos una triple aproximación: por un lado, calibrar modelos con datos del presente, proyectarlos hacia el pasado y evaluarlos con registros pedoantracológicos (Gómez-Zotano et al., 2017; Olmedo-Cobo et al., 2018); y, en sentido inverso, calibrar modelos en el pasado con registros de presencia procedentes de sondeos pedoantracológicos, datos de clima del mismo periodo de referencia y proyectarlos hacia el presente; y, conjuntamente, contrastar las fronteras de los nichos ecológicos y distribuciones geográficas en los diferentes periodos de referencia con el objeto de evaluar con mayor propiedad la resiliencia de las especies vulnerables ante los nuevos escenarios de cambio climático futuros. Esta línea de investigación, combinada con una caracterización más exhaustiva de los registros de presencia descrita en la sección anterior, también puede contribuir a una evaluación de las principales teorías fitosociológicas.

Otra de las limitaciones de los modelos de nicho ecológico, que radica en su naturaleza estática, podría ser solventada con el uso combinado de estos modelos correlativos con simulaciones geomáticas basadas en el análisis de los cambios de la ocupación del suelo (Fordham et al., 2017). Las simulaciones geomáticas se basan en el análisis de los cambios en la ocupación del suelo entre periodos de referencia e incorporan la componente dinámica en las simulaciones mediante el uso de cadenas de Markov y autómatas celulares (Paegelow y Camacho, 2008), pero también requieren la introducción de factores y restricciones, aspecto en que los distintos tipos de modelos de distribución de especies podrían realizar una gran aportación (Benito y Peñas, 2008).

Más allá del estudio de los impactos del calentamiento global en la distribución de la biodiversidad, cabe destacar que esta metodología basada en la generación de escenarios de cambio climático, por la espacialización de sus resultados, puede implementarse para la

simulación de escenarios en otros ámbitos de interés geográfico en los que se requieran datos espacialmente explícitos: variación de los elementos del clima en relación con el confort climático; incidencia de los cambios en la aptitud del territorio para el mantenimiento o establecimiento de cultivos de interés y producciones agrícolas en el marco de la geografía agraria (Martin et al., 2019); estudio de viabilidad de los recursos territoriales turísticos basados en los elementos del clima, etc.

7.1.4. Aportaciones de la monitorización de tendencias estacionales e interanuales

De acuerdo con los resultados obtenidos en la investigación, presentados en el capítulo 3, el nicho ecológico fundamental de *Abies pinsapo* experimentará una drástica reducción si se cumplen las previsiones más pesimistas sobre el calentamiento global según las rutas de emisión de CO₂ previstas en el 5º informe del IPCC. Pero más allá de las previsiones, está fuera de toda discusión que el incremento de temperaturas durante las últimas décadas es un hecho constatado y que, por tanto, cabría la posibilidad de detectar algún tipo de señal o respuesta ecofisiológica en los pinsapares ante el calentamiento global (Myles et al., 2018)

Este fue el punto de partida de la siguiente investigación. Por un lado, partíamos de un conjunto de hipótesis basadas en investigaciones con base ecológica sobre los efectos del calentamiento global, que auguran unos escenarios negativos para la supervivencia de especies relictas con escasa plasticidad ecológica como *Abies pinsapo*. Por otro lado, consideramos la eficacia de las distintas medidas de manejo y gestión de los pinsapares llevadas a cabo por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Esta segunda se planteó como la hipótesis alternativa, acaso la más factible a corto plazo.

En esta ocasión no trabajamos con modelos, sino que monitorizamos directamente la dinámica fenológica en «tiempo real» utilizando las imágenes de satélite del sensor Terra-MODIS y el NDVI o Índice de vegetación de diferencia normalizada (Rouse *et al.*, 1974). Realizamos un análisis de tendencia interanual, desestacionalizando la serie y estimando los siguientes parámetros: producto-momento de Pearson (R) y prueba de Mann-Kendall o tendencia monótona (Neeti & Eastman, 2011); y, aplicamos la técnica de Análisis de Tendencia Estacional (STA, del inglés *Seasonal Trend Analysis*) basada en una regresión armónica de imágenes anuales seguida de un análisis de Kendall de la amplitud y las fases de cada año generadas por la regresión armónica (Eastman et al., 2009, 2013). Conjuntamente, muestreamos con apoyo de la cartografía de referencia, la distribución y delimitación de las superficies cubiertas parcial o totalmente por *Abies pinsapo*, utilizando la ortofotografía más actualizada del PNOA para revisar (y corregir) la cartografía de referencia y caracterizar las superficies con presencia de pinsapo en función de su grado de cobertura, discriminando,

además, la presencia de formaciones arboladas mixtas y la presencia de otras coberturas arbustivas, herbáceas o roquedo, trabajos que nos permitirían diagnosticar las tendencias de acuerdo con las características de las masas forestales.

Los resultados obtenidos muestran que se ha producido un incremento generalizado del NDVI en las masas forestales con presencia de pinsapo. La tendencia fue significativa en casi todos los tipos de formaciones y grados de cobertura. Esto sugiere una regeneración de los pinsapares, en el marco de la estrategia de conservación activa y adaptativa puesta en práctica por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. En principio, nuestros resultados apoyan la hipótesis alternativa y sugieren un éxito de la estrategia de conservación y regeneración de las formaciones con presencia de *Abies pinsapo*, por lo menos en la escala temporal considerada. Los resultados confirman que el aumento del NDVI es consistente en el tiempo y se puede corresponder con un proceso de regeneración de los pinsapares, especialmente de los situados en la Sierra de las Nieves y Sierra Bermeja.

Por otra parte, detectamos un adelantamiento de la fase de reverdecimiento (*Green up phase*) y un retraso de la fase de senescencia (*Green down phase*), hecho que podría estar relacionado con un incremento progresivo de la temperatura y la aridez, el cual ya ha sido constatado a nivel global por otros autores (Badeck et al., 2004; Wang et al., 2015; Ma et al., 2016). Esta tendencia se corresponde con la Clase 1 reportada por Eastman et al. (2009), que incluye -entre otros- bosques mediterráneos y bosques templados de coníferas, donde se ha detectado un aumento del NDVI promedio (Amplitud 0) desde 1982, un adelanto de la fase de reverdecimiento y un retraso de la fase de senescencia por extensión de la estación de crecimiento. Este fenómeno ha sido detectado por los citados autores en áreas boscosas, y el adelanto del *Green up* es interpretado como una respuesta al incremento de la temperatura (Richardson et al., 2013). Las estaciones de crecimiento más largas y más cálidas aumentan el secuestro de carbono (White et al., 2009), pero también aumentan la evapotranspiración y el estrés por la sequía (Zhang et al., 2009) y pueden incrementar la incidencia de incendios forestales (Westerling et al., 2006).

A nivel específico, el adelantamiento de la estación de crecimiento del pinsapo ha sido detectado por otros autores trabajando con técnicas de fenomorfoloía (Pérez-Latorre & Cabezudo, 2012). Se ha observado que el pinsapo es especialmente sensible a la falta de agua durante la primavera (Linares et al., 2011). No resulta tan clara la explicación del retraso del periodo de senescencia (*Green down phase*), pero es posible que se deba al incremento de productividad neta de las formaciones boscosas, que produce un incremento de los valores máximos y un elongamiento de la curva del NDVI. En cualquier caso, este retraso del periodo de senescencia (*Green down phase*) viene acompañado por un sintomático adelanto del inicio

del periodo de senescencia (*Green down onset*), hecho que está relacionado con el incremento de la temperatura. El pinsapo es una especie sensible al estrés hídrico, que cierra los estomas rápidamente cuando existe poca disponibilidad de agua en el suelo (Sánchez-Salguero et al., 2015).

Llegados a este punto comentamos las limitaciones de la investigación. En primer lugar, hay que considerar las limitaciones que impone la escala espacial para determinar el fenómeno con exactitud, pues en este estudio se trabajó a una resolución espacial de 250 m. Sería necesario contrastar los resultados utilizando sensores con una mayor resolución espacial y estudiando la variabilidad a nivel de individuos con ayuda de trabajos de campo (Laskurain et al., 2018), pues determinados procesos de reverdecimiento podrían estar camuflando el avance de otras especies en detrimento del pinsapo, si bien los trabajos de fotointerpretación ayudaron mucho en la discriminación de las formaciones forestales con presencia de *Abies pinsapo*. En segundo lugar, la variable tiempo. Se emplearon datos correspondientes a un periodo de referencia 2002 y 2016, que fueron procesados con frecuencia mensual a partir de imágenes registradas cada 16 días, aunque se aplicaron test de tendencias muy robustos y métodos estadísticos avanzados para la generación de curvas con una resolución temporal frecuencia diaria. En tercero lugar, sería deseable comparar los resultados obtenidos con diferentes índices de vegetación, ya que algunos son más o menos sensibles a la señal del suelo o más adecuados cuando predominan niveles de cobertura forestal muy elevados (Jones y Vaughan, 2010).

Futuros trabajos sobre monitorización de la actividad vegetal y fenología de los pinsapares, a través de imágenes de satélite y análisis estadístico de series temporales, deberían contemplar los siguientes aspectos: una extensión de la serie temporal, para una abordar los cambios fenológicos de la especie desde una perspectiva temporal más amplia; un incremento de la frecuencia temporal de captura de los datos, para determinar con mayor precisión la datación de los eventos fenológicos en el tiempo; una comparación entre distintos índices de vegetación: NDVI, EVI, SAVI, etc.; el análisis de series temporales superpuestas con variables independientes tales como temperaturas, precipitaciones, etc. para avanzar en el estudio de relaciones causales; el trabajo con imágenes de mayor resolución espacial, por ejemplo, Landsat, que cuenta con una serie histórica muy amplia, para obtener una visión más precisa del comportamiento espectral de la especie a escala de rodal; y, la realización de muestreos a pie de campo para correlacionar los datos verdad terreno con los datos obtenidos en las imágenes de satélite, a partir de los métodos empleados en los inventarios forestales, técnicas de dendrología o feno-morfología. Complementariamente, la aplicación de esta metodología para el estudio de los abetales rifeños permitiría comparar las respuestas de unas especies

muy emparentadas y situadas en un ámbito en el que las señales del calentamiento global serán intensas.

En definitiva, las técnicas de análisis de tendencia estacional e interanual, usando datos procedentes de imágenes de satélite, pueden realizar una notable contribución al estudio de la dinámica de la vegetación, incluso más allá del análisis de las características fenológicas mediatizadas por la estacionalidad, como pueden ser tanto el seguimiento de los procesos de sucesión vegetal como la recuperación de la vegetación después de los incendios forestales (Pintó Fusalba et al., 2000). De nuevo, estamos ante una metodología que, lejos de ceñirse exclusivamente al mundo de ecólogos y biogeógrafos, puede ser aplicada en otros ámbitos de interés geográfico, y resultar de especial relevancia para el estudio de las tendencias observadas en todo tipo de dinámicas ambientales definidas también por su carácter estacional e interanual: estudio de las temperaturas y las precipitaciones, monitorización de la fenología de los cultivos, seguimiento de la inundación de zonas húmedas, etc.

7.1.5. Aportaciones de la dimensión geográfica de las invasiones biológicas

De acuerdo con la definición de la RAE, riesgo es la «contingencia o proximidad de un daño». En el campo de estudio de los riesgos naturales, la idea de riesgo suele estar asociada con los conceptos de peligro, vulnerabilidad y exposición (Aneas de Castro, 2000; Ayala Carcedo y Olcina Cantos, 2002). El peligro se vincula específicamente con aquello que puede originar un daño a la sociedad o al medioambiente, es una condición intrínseca del agente o proceso activo causante del daño; la vulnerabilidad se relaciona con la predisposición al daño, es una condición intrínseca del agente o proceso pasivo que experimenta el daño; y la exposición es la distribución en el territorio de la posibilidad de ocurrencia del peligro, es por tanto una característica del espacio geográfico en relación con el peligro o agente causante del daño.

En el capítulo 6, desarrollamos un flujo de trabajo híbrido en el que combinamos modelos de nicho ecológico, para estimar la distribución potencial global de *Xylella fastidiosa*, y técnicas de evaluación multicriterio, para estimar conjuntamente los factores geográficos o *drivers* que pueden condicionar regionalmente la exposición (entrada y dispersión) del patógeno en los principales agrosistemas y ecosistemas de la península Ibérica e Islas Baleares.

Esta investigación partía con un doble objetivo. Por un lado, analizar un caso de estudio que ha generado una gran preocupación fitosanitaria a nivel internacional, y específicamente en España y Europa en su conjunto, pues la dispersión de *Xylella fastidiosa* podría suponer auténtico un desastre para los agrosistemas mediterráneos y la economía de los espacios

rurales, dada la especial patogenicidad de *X. fastidiosa* en cultivos como el almendro, el olivo o la vid, entre otros (Bucci, 2018). Por otro lado, reivindicar la relevancia de la Geografía y el análisis de datos geoespaciales en el marco del estudio de la propagación de las especies exóticas invasoras que protagonizan los principales riesgos biológicos del momento, dado que el estudio geográfico de los riesgos biológicos es uno de los campos menos explorados por la comunidad de geógrafos y ocupa un papel marginal en el contexto de la gran tradición existente en el estudio geográfico de los riesgos naturales (Calvo Tornel, 1984, 1997, 2000).

A escala global, los modelos estimaron una amplia distribución potencial de *Xylella fastidiosa* en latitudes medias, con valores de favorabilidad máximos en áreas con predominio de climas templados y húmedos (Grupo C, de acuerdo con la clasificación climática de Köppen). A nivel regional, se estimó que existe un gran potencial bioclimático para el establecimiento de *X. fastidiosa* en las zonas periféricas de la península Ibérica y Baleares y, especialmente, en el suroeste de la península y en la fachada mediterránea. De acuerdo con el modelo de exposición regional, las áreas más expuestas a la entrada y dispersión del patógeno serían los espacios interiores próximos a la costa en los que predominan las actividades agrarias, soportan densidades de población intermedias y se hallan bien comunicados.

Tanto los resultados obtenidos como la metodología aplicada representan una novedad en la literatura científica internacional. Por un lado, se trata de la primera estima global de distribución potencial de *Xylella fastidiosa* basada en un ensamblaje de modelos. Por otro lado, es la primera vez que se integran la modelización de nichos ecológicos y las técnicas de evaluación multicriterio, basadas en funciones de pertenencia y superposición borrosas, para representar un modelo de exposición regional a un organismo exótico como *X. fastidiosa*.

En relación con los trabajos previos, un grupo de investigadores italianos publicó un artículo sobre la distribución potencial de *Xylella fastidiosa* en Italia (Bosso et al., 2016). En este trabajo, los autores calibran un modelo de máxima entropía con registros de presencia localizados únicamente en la región italiana de Apulia, donde el patógeno está presente desde el año 2013, y predicciones proyectadas hacia el conjunto de Italia, y obtuvieron un AUC del 0,971. En otro trabajo, los mismos autores hicieron lo propio proyectando las predicciones para el conjunto de la Cuenca Mediterránea (Bosso et al., 2016). En ambos artículos, estos autores se refieren a una “excelente capacidad predictiva de los modelos” y una “fuerte validación estadística de los modelos”. En un trabajo posterior (Gutiérrez Hernández y García, 2018), en el que desarrollamos diferentes modelos de distribución potencial de *X. fastidiosa* en la península Ibérica e islas Baleares, basado en los registros de presencia del citado archipiélago, señalamos las limitaciones de tales afirmaciones. Los modelos de nicho ecológico

basados en datos bioclimáticos infraestiman las distribuciones potenciales cuando interviene el ser humano como vector de las especies, pues proyectan distribuciones demasiado ajustadas, especialmente cuando se emplean registros de presencia localizados en una región muy característica (Ramírez-Albores et al., 2016). Las métricas discriminantes quizás no sean las más adecuadas para trabajar con registros incompletos de especies invasoras en el nuevo rango de invasión cuando estas se encuentran en los estadios iniciales. Por eso, en nuestra investigación, además de emplear una medida de ajuste como el AUC, implementamos también una medida de calibración, que relaciona la probabilidad de ocurrencia estimada por los modelos y la proporción ocurrencias observadas, y obtuvimos modelos con una calibración del 85 %.

En lo concerniente a las limitaciones de los modelos de nicho ecológico, ha de aclararse que las especies invasoras no se encuentran en equilibrio con las condiciones del medio en los estadios iniciales de las invasiones biológicas (Václavík & Meentemeyer, 2012), hecho que en principio vulnera la hipótesis de pseudoequilibrio de los modelos de nicho ecológico. Este fue el motivo principal por el que decidimos trabajar con los registros de presencia de *Xylella fastidiosa* de todo el mundo, porque se trata de modelizar el más amplio rango de tolerancias ambientales posible. Y aún en este supuesto, hay especies invasoras que pueden sobrevivir más allá de su rango de tolerancias ambientales conocido (Parker et al., 2013). Desde el punto de vista biogeográfico, los procesos de especiación han estado limitados por barreras biogeográficas (Barve et al., 2011). Esto viene a significar que las especies tenderán a estar adaptadas a las condiciones ambientales de su área de distribución, pero no invalida el supuesto de que una especie dada pudiera soportar un rango de tolerancias ambientales más amplio cuando desaparece el efecto de barrera biogeográfica, hecho que concurre cuando las actividades humanas movilizan organismos de un lugar a otro del planeta.

Superadas las limitaciones de los modelos de nicho ecológico, estimamos la exposición de la península Ibérica con respecto a *Xylella fastidiosa*. Lo hicimos integrando mediante operaciones de superposición difusa el conjunto de *drivers* o factores geográficos que pueden favorecer la introducción de la especie invasora movilizada por las actividades humanas. Hay que tener presente que el modelo de nicho nos puede informar acerca de hasta dónde puede llegar una especie en función de su rango de tolerancias ambientales. Esta información es necesaria, en tanto que representa una causa necesaria, esto es, si el factor ecológico es desfavorable para un organismo exótico, la invasión no ocurrirá. Pero necesitamos conocer, además, las condiciones o causas suficientes, que combinadas con las causas necesarias desencadenan los factores de riesgo. En este sentido, la evidencia empírica manifiesta el poder explicativo de los factores geográficos que hemos denominado *drivers*, en tanto que suelen ser los gradientes de proximidad, de densidad de población o intensidad de los flujos

los que suelen estar más relacionados con movimientos más intensos de material biológico. Por un lado, respaldamos esta información basándonos en investigaciones previas (Dalmazzone y Giaccaria, 2014; Seebens et al., 2015; Packer et al., 2017). Por otro, demostramos empíricamente cómo allí donde hay registros de *Xylella fastidiosa* (Islas Baleares, Alicante) se asocia una alta idoneidad ecológica con una baja impedancia (resistencia) del medio geográfico.

Los resultados evidencian la enorme importancia y utilidad de la información espacial y sitúa a la geografía (y a la Geografía, como disciplina) en el epicentro de la investigación de los procesos de contagio espacial, en el contexto de la gestión de los riesgos biológicos. En este sentido, futuros trabajos deberían avanzar en el terreno de la caracterización y discusión de la influencia de los principales *drivers* involucrados en la propagación de las especies exóticas, más allá de la estimación de las distribuciones potenciales basada en los modelos de nicho ecológico.

Futuros trabajos deberían también abundar en las siguientes líneas de investigación: caracterización cuantitativa de los *drivers* que determinan la propagación de las especies exóticas, verificando las correspondencias entre causas y efectos, especialmente de aquellos relacionados con las actividades humanas y su impronta en el espacio geográfico; analizar el efecto de contagio utilizando métodos basados en la autocorrelación espacial; estudiar los patrones de dispersión de posibles organismos vectores que dispersan los organismos potencialmente invasores y patógenos, caso de *Xylella fastidiosa*, en tanto que estos pueden facilitar una rápida propagación de los riesgos biológicos; incorporar los escenarios de cambio climático para estimar posibles cambios en las distribuciones potenciales de las especies exóticas potencialmente invasoras.

El desarrollo de estas líneas de investigación sería inviable sin un sistema de información que integre los registros de presencia de las especies exóticas. El problema está en que no siempre están disponibles estos datos y, en muchos casos, las administraciones públicas no facilitan el acceso a los mismos, lo que dificulta el desarrollo del trabajo cuando éste resulta más necesario, esto es, antes de que una potencial especie invasora haya irrumpido y producido un daño irreparable.

Por tanto, abogamos por la publicación y distribución de datos y metadatos accesibles sobre registros georreferenciados de presencia (y ausencia) de especies exóticas potencialmente patógenas.

7.2. REFERENCIAS

- Alba-Sánchez, F., López-Sáez, J.A., Benito de Pando, B., Linares, J.C., Nieto-Lugilde, D., López-Merino, L. 2010. Past and present potential distribution of the Iberian *Abies* species: A phytogeographic approach using fossil pollen data and species distribution models. *Diversity and Distributions* 16: 214-228.
- Aldwaik, S.Z., Pontius, R.G. 2012. Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition. *Landscape and Urban Planning* 106: 103-114.
- Allouche, O., Tsoar, A., Kadmon, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223-1232.
- Aneas de Castro, S.D. 2000. Riesgos y peligros: una visión desde la geografía. *Scripta Nova: Revista electrónica de geografía y ciencias sociales* 60: .
- Araújo, M., Whittaker, R. 2005. Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. *Global Ecology and Biogeography* 14: 529-538.
- Araújo, M.B., Anderson, R.P., Barbosa, A.M., Beale, C.M., Dormann, C.F., Early, R., Garcia, R.A. et al. 2019. Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Nature Ecology and Evolution*.
- Araújo, M.B., Guisan, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33: 1677-1688.
- Araújo, M.B., New, M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in ecology & evolution* 22: 42-7.
- Austin, M. 2007. Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling* 200: 1-19.
- Ayala Carcedo, F.J., Olcina Cantos, J. 2002. *Riesgos naturales*. Ariel, Barcelona.
- Badeck, F.W., Bondeau, A., Böttcher, K., Doktor, D., Lucht, W., Schaber, J., Sitch, S. 2004. Responses of spring phenology to climate change. *New Phytologist* 162: 295-309.
- Barbet-Massin, M., Jiguet, F., Albert, C.H., Thuiller, W. 2012. Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution* 3: 327-338.
- Barbosa, F.G., Schneck, F. 2015. Characteristics of the top-cited papers in species distribution predictive models. *Ecological Modelling* 313: 77-83.
- Barry, S., Elith, J. 2006. Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology* 43: 413-423.

- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S.P., Peterson, A.T., Soberón, J., Villalobos, F. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling* 222: 1810-1819.
- Benito, B.P. de, Peñas, J.G. de. 2008. Greenhouses, land use change, and predictive models: MaxEnt and Geomod working together. En *Environmental Science and Engineering (Subseries: Environmental Science)*, pp. 297-317. Springer, Berlín.
- Bermejo Pérez, D., Cáceres Clavero, F., Moreira Madueño, J.M. 2011. *Medio siglo de cambios en la evolución de usos de suelo de Andalucía (1956-2007)*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Bradley, A. V., Rosa, I.M.D., Brandão, A., Crema, S., Dobler, C., Moulds, S., Ahmed, S.E. et al. 2017. An ensemble of spatially explicit land-cover model projections: prospects and challenges to retrospectively evaluate deforestation policy. *Modeling Earth Systems and Environment* 3: 1215–1228.
- Bradley, A. V., Rosa, I.M.D., Pontius, R.G., Ahmed, S.E., Araújo, M.B., Brown, D.G., Brandão, A. et al. 2016. SimiVal, a multi-criteria map comparison tool for land-change model projections. *Environmental Modelling and Software* 82: 229-240.
- Bucci, E.M. 2018. *Xylella fastidiosa*, a new plant pathogen that threatens global farming: Ecology, molecular biology, search for remedies. *Biochemical and Biophysical Research Communications* 502: 173-182.
- Calvo Tornel, F. 1997. Algunas cuestiones sobre geografía de los riesgos. *Scripta Nova* 1: 1-13.
- Calvo Tornel, F. 1984. Geografía de los riesgos. *Geocrítica* 54: .
- Calvo Tornel, F. 2000. Panorama de los estudios sobre riesgos naturales en la geografía española. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 30: 21-35.
- Camacho Olmedo, M.T., Paegelow, M., Mas, J.F. 2013. Interest in intermediate soft-classified maps in land change model validation: suitability versus transition potential. *International Journal of Geographical Information Science* 27: 2343-2361.
- Camacho Olmedo, M.T., Pontius, R.G., Paegelow, M., Mas, J.-F. 2015. Comparison of simulation models in terms of quantity and allocation of land change. *Environmental Modelling & Software* 69: 214-221.
- Dalmazzone, S., Giaccaria, S. 2014. Economic drivers of biological invasions: A worldwide, biogeographic analysis. *Ecological Economics* 105: 154-165.
- Dormann, C., M. McPherson, J., B. Araújo, M., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., G. Davies, R. et al. 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: A review. *Ecography* 30: 609-628.
- Eastman, J.R., Sangermano, F., Ghimire, B., Zhu, H., Chen, H., Neeti, N., Cai, Y. et al. 2009.

- Seasonal trend analysis of image time series. *International Journal of Remote Sensing* 30: 2721-2726.
- Eastman, J.R., Sangermano, F., Machado, E.A., Rogan, J., Anyamba, A. 2013. Global trends in seasonality of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), 1982-2011. *Remote Sensing* 5: 4799-4818.
- El-Gabbas, A., Dormann, C.F. 2018. Wrong, but useful: regional species distribution models may not be improved by range-wide data under biased sampling. *Ecology and Evolution* 8: 2196-2206.
- Elith, J., Graham, C.H. 2009. Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* 32: 66-77.
- Felicísimo, Á., Francés, E., Fernández, J., González Díez, A., Varas, J. 2002. Modeling the potential distribution of forests with a GIS. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 68: 455-461.
- Felicísimo, A.M., Gómez-Muñoz, A. 2004. GIS and predictive modeling: a comparison of methods applied to forestal management and decision-making. En Anglia, U. of E. (ed.), *Geographical Information Systems Research UK 12th Annual Conference*, pp. 143-144. Norwich.
- Felicísimo, Á.M., Muñoz, J., Mateo, R.G., Villalba, C.J. 2012. Vulnerabilidad de la flora y vegetación españolas ante el cambio climático. *Ecosistemas* 21: 1-6.
- Fordham, D.A., Bertelsmeier, C., Brook, B.W., Early, R., Ara, M.B., Neto, D., Brown, S.C. 2017. How complex should models be? Comparing correlative and mechanistic range dynamics models. *Global Change Biology* In press: 1-15.
- Fourcade, Y., Besnard, A.G., Secondi, J. 2018. Paintings predict the distribution of species, or the challenge of selecting environmental predictors and evaluation statistics. *Global Ecology and Biogeography* 27: 245-256.
- Franklin, J. 2009. *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Press, C. U. (ed.). Cambridge University Press, New York.
- García de Cortázar, F., González Vesga, J.M. 1994. *Breve historia de España*. Alianza, Madrid.
- Gómez-Zotano, J., Olmedo-Cobo, J.A., Cunill-Artigas, R., Martínez-Ibarra, E. 2017. Descubrimiento y caracterización geográfica de una depresión ultramáfica en Sierra Bermeja: nuevos datos geomorfoedáficos, fitogeográficos y paleoecológicos. *Pirineos* 172: 026.
- Gómez Mendoza, J., Mata Olmo, R. 2002. Repoblación forestal y territorio (1940-1971). Marco doctrinal y estudio de la Sierra de los Filabres(Almería). *Ería* 58: 129-155.
- Granados Corona, M. 1987. *Transformaciones históricas de los ecosistemas del Parque*

Nacional de Doñana. Universidad de Sevilla, Sevilla.

- Guerrero, J., Cáceres, F., Giménes de Azcarate, F., Moreira, J. 2013. The Spanish Fir Tree (*Abies pinsapo*): foreseeable behaviour and management criteria faced with climate change. En *Ecogenes Conference. Adapting to global change in the Mediterranean hotspot*, Seville.
- Guisan, A., Thuiller, W., Zimmermann, N.E. 2017. *Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Guisan, A., Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Gutiérrez-Hernández, O. 2018. Reseña de «Habitat Suitability and Distribution Models. With Applications in R». *Pirineos. Revista de Ecología de Montaña* 173: .
- Halvorsen, R., Mazzone, S., Dirksen, J.W., Næset, E., Gobakken, T., Ohlson, M. 2016. How important are choice of model selection method and spatial autocorrelation of presence data for distribution modelling by MaxEnt? *Ecological Modelling* 328: 108-118.
- Hermoso, V., Villero, D., Clavero, M., Brotons, L. 2018. Spatial prioritisation of EU's LIFE-Nature programme to strengthen the conservation impact of Natura 2000. *Journal of Applied Ecology* 55: 1575-1582.
- Hewson, J., Crema, S.C., González-Roglich, M., Tabor, K., Harvey, C.A. 2019. Regional Risks of Tree Cover Loss. *Land* 8: 14.
- Huang, J., Pontius, R.G., Li, Q., Zhang, Y. 2012. Use of intensity analysis to link patterns with processes of land change from 1986 to 2007 in a coastal watershed of southeast China. *Applied Geography* 34: 371-384.
- IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge Univ. Press, New York.
- Jiménez-Valverde, A. 2012. Insights into the area under the receiver operating characteristic curve (AUC) as a discrimination measure in species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography* 21: 498-507.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J.M., Hortal, J. 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 14: 885-890.
- Jones, H.G., Vaughan, R.A. 2010. *Remote Sensing of Vegetation: Principles, Techniques, and Applications*. OUP Oxford, New York.
- Laskurain, N., Aldezabal, A., Odriozola, I., Camarero, J., Olano, J. 2018. Variation in the Climate Sensitivity Dependent on Neighbourhood Composition in a Secondary Mixed Forest. *Forests* 9: 43.

- Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73: 1943-1967.
- Linares, J.C., Camarero, J.J., Carreira, J.A. 2010. Competition modulates the adaptation capacity of forests to climatic stress: Insights from recent growth decline and death in relict stands of the Mediterranean fir *Abies pinsapo*. *Journal of Ecology* 98: 592-603.
- Linares, J.C., Delgado-Huertas, A., Camarero, J.J., Merino, J., Carreira, J.A. 2009. Competition and drought limit the response of water-use efficiency to rising atmospheric carbon dioxide in the Mediterranean fir *Abies pinsapo*. *Oecologia* 161: 611-624.
- Linares, J.C., Delgado-Huertas, A., Carreira, J.A. 2011. Climatic trends and different drought adaptive capacity and vulnerability in a mixed *Abies pinsapo*-*Pinus halepensis* forest. *Climatic Change* 105: 67-90.
- Liu, C., White, M., Newell, G. 2011. Measuring and comparing the accuracy of species distribution models with presence-absence data. *Ecography* 34: 232-243.
- Lobo, J.M., Jiménez-Valverde, A., Real, R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17: 145-151.
- López-Tirado, J., Hidalgo, P.J. 2016. Predictive modelling of climax oak trees in southern Spain: insights in a scenario of global change. *Plant Ecology* 217: 451-463.
- Lozano Valencia, P., Meaza Rodríguez, G. 2000. Métodos y técnicas en zoogeografía. En *Metodología y práctica de la biogeografía*, pp. 317-381. Serbal, Barcelona.
- Ma, S., Pitman, A.J., Lorenz, R., Kala, J., Srbinovsky, J. 2016. Earlier green-up amplifies spring warming over Europe. *Geophysical Research Letters* 46: 582-589.
- De Marco, P., Nóbrega, C.C. 2018. Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. *PLoS ONE* 13: .
- Martin, A.R., Cadotte, M.W., Isaac, M.E., Milla, R., Vile, D., Violle, C. 2019. Regional and global shifts in crop diversity through the Anthropocene. *PLoS ONE* 14: 1-18.
- Mas, J.-F., Kolb, M., Paegelow, M., Camacho Olmedo, M.T., Houet, T. 2014. Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. *Environmental Modelling & Software* 51: 94-111.
- Mas, J.-F., Nogueira de Vasconcelos, R., Franca-Rocha, W. 2019. Analysis of High Temporal Resolution Land Use/Land Cover Trajectories. *Land* 8: 2-19.
- Matías, L., Jump, A.S. 2012. Interactions between growth, demography and biotic interactions in determining species range limits in a warming world: The case of *Pinus sylvestris*. *Forest Ecology and Management* 282: 10-22.
- McInerny, G.J., Etienne, R.S. 2012. Stitch the niche - a practical philosophy and visual schematic for the niche concept Higgins, S. (ed.),. *Journal of Biogeography* 39: 2103-2111.

- Meentemeyer, R.K., Tang, W., Dorning, M.A., Vogler, J.B., Cunniffe, N.J., Shoemaker, D.A. 2013. FUTURES: Multilevel Simulations of Emerging Urban-Rural Landscape Structure Using a Stochastic Patch-Growing Algorithm. *Annals of the Association of American Geographers* 103: 785-807.
- Merow, C., Smith, M.J., Silander, J. a. 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography* 36: 1058-1069.
- Mesa Garrido, M.Á. 2016. Pinos autóctonos y conservación de bosques en Andalucía. *Investigaciones Geográficas* 97-115.
- Ministerio de Medio Ambiente. 1998. *IFN2 Segundo Inventario Forestal Nacional (1986-1996)*. Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2008. *IFN3 Segundo Inventario Forestal Nacional (1997-2007)*. Secretaría General de Medio Ambiente, Dirección General de la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Mod, H.K., Scherrer, D., Luoto, M., Guisan, A. 2016. What we use is not what we know: Environmental predictors in plant distribution models. *Journal of Vegetation Science* 27: 1308-1322.
- Mouton, A.M., De Baets, B., Goethals, P.L. 2010. Ecological relevance of performance criteria for species distribution models. *Ecological Modelling* 221: 1995-2002.
- Mulero Mendigorri, A. 2018. Fronteras y territorios: la gestión de las áreas protegidas en cuestión. *Cuadernos Geográficos* 57: 61-86.
- Mulero Mendigorri, A. 2015. Hacia la gestión integrada del patrimonio en clave territorial: un análisis crítico a partir de la experiencia andaluza. *Investigaciones Geográficas* 63: 69-84.
- Mulero Mendigorri, A. 2017. Territorio y áreas protegidas en España y Portugal: dos modelos de intervención en una geografía compartida. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 74: 205-227.
- Myles, A., Mustafa, B., Yang, C., de Coninck, H. 2018. Global Warming of 1.5°C. Summary for Policymakers. *IPPC*.
- Naimi, B., Araújo, M.B. 2016. sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography* 39: 368-375.
- Naimi, B., Hamm, N.A.S., Groen, T.A., Skidmore, A.K., Toxopeus, A.G., Alibakhshi, S. 2019. ELSA: Entropy-based local indicator of spatial association. *Spatial Statistics* 29: 66-88.
- Naimi, B., Skidmore, A.K., Groen, T.A., Hamm, N.A.S. 2011. Spatial autocorrelation in predictors reduces the impact of positional uncertainty in occurrence data on species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 38: 1497-1509.

- Neeti, N., Eastman, J.R. 2011. A Contextual Mann-Kendall Approach for the Assessment of Trend Significance in Image Time Series. *Transactions in GIS* 15: 599-611.
- Nogués-Bravo, D. 2009. Predicting the past distribution of species climatic niches. *Global Ecology and Biogeography* 18: 521-531.
- Nogués-Bravo, D., Martínez-Rica, J.P. 2004. Factors controlling the spatial species richness pattern of four groups of terrestrial vertebrates in an area between two different biogeographic regions in northern Spain. *Journal of Biogeography* 31: 629-640.
- Nogués-Bravo, D., Rodríguez-Sánchez, F., Orsini, L., de Boer, E., Jansson, R., Morlon, H., Fordham, D.A., Jackson, S.T. 2018. Cracking the Code of Biodiversity Responses to Past Climate Change. *Trends in Ecology & Evolution* 33: 765-776.
- Nogués Bravo, D. 2003. El estudio de la distribución espacial en la biodiversidad: concepto y métodos. *Cuadernos de investigación geográfica* 29: 67-82.
- Ocampo-Peñuela, N., Jenkins, C.N., Vijay, V., Li, B. V., Pimm, S.L. 2016. Incorporating explicit geospatial data shows more species at risk of extinction than the current Red List. *Science Advances* 2: 1-10.
- Olmedo-Cobo, J.A., Cunill-Artigas, R., Gómez-Zotano, J. 2018. The native status of *Pinus pinaster* on serpentine soils: charcoal analysis and palaeoenvironmental history in Sierra Bermeja (southern Iberian Peninsula, Spain). *Vegetation History and Archaeobotany* (En prensa: 1-16.
- Packer, J.G., Meyerson, L.A., Richardson, D.M., Brundu, G., Allen, W.J., Bhattarai, G.P., Brix, H. et al. 2017. Global networks for invasion science: benefits, challenges and guidelines. *Biological Invasions* 19: 1081-1096.
- Paegelow, M., Camacho, M.O. 2008. *Advances in geomatic simulations for environmental dynamics*. Springer, Berlín.
- Parker, J.D., Torchin, M.E., Hufbauer, R.A., Bossdorf, O., Byers, J.E., Dunn, A.M., Heckman, R.W. et al. 2013. Do invasive species perform better in their new range. *Ecology* 94: 1-8.
- Pérez-Latorre, A. V., Cabezudo, B. 2012. Phenomorphology and ecomorphological traits in *Abies pinsapo*. A comparison to other Mediterranean species. *Phytocoenologia* 42: 15-27.
- Pérez-Vega, A., Mas, J.F., Ligmann-Zielinska, A. 2012. Comparing two approaches to land use/cover change modeling and their implications for the assessment of biodiversity loss in a deciduous tropical forest. *Environmental Modelling and Software* 29: 11-23.
- Peterson, A.T., Soberón, J., Pearson, R.G., Anderson, R.P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., Bastos Araujo, M. 2011. *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton University Press, Princeton, NJ.

- Pintó Fusalba, J., Meaza Rodríguez, G., Beltrán Yanes, E. 2000. Dinámica de la vegetación. En *Metodología y práctica de la biogeografía*, pp. 147-197. Serbal, Barcelona.
- Plata Rocha, W., Gómez Delgado, M., Bosque Sendra, J. 2009. Cambios de usos del suelo y expansión urbana en la Comunidad de Madrid (1990-2000). *Scripta Nova* 13: <<http://www.ub.es/geocrit/sn/sn-293.htm>>.
- Pontius, R.G., Castella, J., Nijs, T. De, Duan, Z., Fotsing, E., Goldstein, N., Kok, K. et al. 2018. Lessons and Challenges in Land Change Modeling Derived from Synthesis of Cross- Case Comparisons. En *Trends in Spatial Analysis and Modelling, Geotechnologies and the Environment*, pp. 143-164. Springer.
- Porfirio, L.L., Harris, R.M.B., Lefroy, E.C., Hugh, S., Gould, S.F., Lee, G., Bindoff, N.L., Mackey, B. 2014. Improving the use of species distribution models in conservation planning and management under climate change. *PLoS ONE* 9: 1-21.
- van Proosdij, A.S.J., Sosef, M.S.M., Wieringa, J.J., Raes, N. 2016. Minimum required number of specimen records to develop accurate species distribution models. *Ecography* 39: 542-552.
- Qiao, H., Soberón, J., Peterson, A.T. 2015. No silver bullets in correlative ecological niche modelling: Insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. *Methods in Ecology and Evolution* 6: 1126-1136.
- Radosavljevic, A., Anderson, R.P. 2014. Making better Maxent models of species distributions: Complexity, overfitting and evaluation. *Journal of Biogeography* 41: 629-643.
- Record, S., Strecker, A., Tuanmu, M.N., Beaudrot, L., Zarnetske, P., Belmaker, J., Gerstner, B. 2018. Does scale matter? A systematic review of incorporating biological realism when predicting changes in species distributions. *PLoS ONE* 13: e0194650.
- Richardson, A.D., Keenan, T.F., Migliavacca, M., Ryu, Y., Sonnentag, O., Toomey, M. 2013. Climate change, phenology, and phenological control of vegetation feedbacks to the climate system. *Agricultural and Forest Meteorology* 169: 156-173.
- de Rigo, D., Caudullo, G., San-Miguel-Ayanz, J., Barredo, J.I. 2017. *Robust modelling of the impacts of climate change on the habitat suitability of forest tree species*. Publications Office of the European Union.
- Rincón, V., Velázquez, J., Gutiérrez, J., Sánchez, B., Hernando, A., García-abril, A., Santamaría, T., Sánchez-mata, D. 2019. Evaluating European Conservation Areas and Proposal of New Zones of Conservation under the Habitats Directive . Application to Spanish Territories. *Sustainability* 11: 398.
- Rodríguez-Rodríguez, D., Martínez-Vega, J. 2018. Representation and protection of threatened biodiversity by the largest Spanish regional network of protected areas. *Endangered Species Research* 35: 125-139.

- Rosa, I.M.D., Purves, D., Souza, C., Ewers, R.M. 2013. Predictive Modelling of Contagious Deforestation in the Brazilian Amazon. *PLoS ONE* 8: e77231.
- Rouse, J., Haas, R., Schell, J. 1974. Monitoring the vernal advancement and retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation. *Texas A & M University* 1-8.
- Sánchez-Salguero, R., Ortíz, C., Covelo, F., Ochoa, V., García-Ruíz, R., Seco, J.I., Carreira, J.A. et al. 2015. Regulation of water use in the southernmost European fir (*Abies pinsapo* Boiss.): Drought Avoidance Matters. *Forests* 6: 2241-2260.
- Seebens, H., Essl, F., Dawson, W., Fuentes, N., Moser, D., Pergl, J., Pyšek, P. et al. 2015. Global trade will accelerate plant invasions in emerging economies under climate change. *Global Change Biology* 21: 4128-4140.
- Soberón, J., Townsend Peterson, A. 2005. Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species' Distributional Areas. *Biodiversity Informatics* 2: 1-10.
- Tsoar, A., Allouche, O., Steinitz, O., Rotem, D., Kadmon, R. 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions* 13: 397-405.
- Tulloch, A.I.T., Sutcliffe, P., Naujokaitis-Lewis, I., Tingley, R., Brotons, L., Ferraz, K.M.P.M.B., Possingham, H. et al. 2016. Conservation planners tend to ignore improved accuracy of modelled species distributions to focus on multiple threats and ecological processes. *Biological Conservation* 199: 157-171.
- Václavík, T., Meentemeyer, R.K. 2012. Equilibrium or not? Modelling potential distribution of invasive species in different stages of invasion. *Diversity and Distributions* 18: 73-83.
- Valcárcel Sanz, N. 2012. *Cartografía de ocupación del suelo en España. Proyecto SIOSE*. Centro Nacional de Información Geográfica, Madrid.
- Valdés, C., Gil Sánchez, L. 1998. La transformación histórica del paisaje forestal en España. En Ambiente, M. de M. (ed.), *Segundo Inventario Forestal Nacional*, pp. 11-104. Madrid.
- Varela, S., Anderson, R.P., García-Valdés, R., Fernández-González, F. 2014. Environmental filters reduce the effects of sampling bias and improve predictions of ecological niche models. *Ecography* 37: 1084-1091.
- Villero, D., Pla, M., Camps, D. 2016. Integrating species distribution modelling into decision-making to inform conservation actions.
- Wang, X., Piao, S., Xu, X., Ciais, P., Macbean, N., Myneni, R.B., Li, L. 2015. Has the advancing onset of spring vegetation green-up slowed down or changed abruptly over the last three decades? *Global Ecology and Biogeography* 24: 621-631.
- Westerling, A.L., Hidalgo, H.G., Cayan, D.R., Swetnam, T.W. 2006. Warming and earlier spring increase Western U.S. forest wildfire activity. *Science* 313: 940-943.

- White, M.A., de Beurs, K.M., Didan, K., Inouye, D.W., Richardson, A.D., Jensen, O.P., O'Keefe, J. et al. 2009. Intercomparison, interpretation, and assessment of spring phenology in North America estimated from remote sensing for 1982-2006. *Global Change Biology* 15: 2335-2359.
- Zhang, K., Kimball, J.S., Mu, Q., Jones, L.A., Goetz, S.J., Running, S.W. 2009. Satellite based analysis of northern ET trends and associated changes in the regional water balance from 1983 to 2005. *Journal of Hydrology* 379: 92-110.
- Zhu, G.P., Peterson, A.T. 2017. Do consensus models outperform individual models? Transferability evaluations of diverse modeling approaches for an invasive moth. *Biological Invasions* 19: 2519–2532.
- Zimmermann, N.E., Edwards, T.C., Graham, C.H., Pearman, P.B., Svenning, J.-C. 2010. New trends in species distribution modelling. *Ecography* 33: 985-989.

Capítulo 8

Conclusiones generales

A continuación, se presentan las principales conclusiones que se extraen de la presente tesis doctoral.

En relación con el objetivo 1, evaluar la utilidad del análisis espacialmente explícito de cambios de usos y coberturas del suelo, hemos concluido lo siguiente:

- El análisis de los cambios de la ocupación del suelo, aplicado al estudio de las cubiertas forestales, facilita tanto una aproximación idiográfica y retrospectiva en el marco del análisis geográfico regional, como una aproximación general y prospectiva en el marco de la biogeografía general.
- Dicha metodología produce cartografías de transformación de la ocupación del suelo considerando dos o más periodos de referencia. Entre los productos cartográficos derivados, destacamos los mapas sobre persistencias, cambios e intercambios entre clases de ocupación del suelo.
- El análisis espacialmente explícito de los datos cartográficos facilita la aplicación de medidas de asociación estadística que relacionan la ocupación del suelo forestal (y sus cambios) con los factores involucrados, esto es, el estudio los patrones de la ocupación del suelo forestal.
- En investigaciones futuras se debería abordar el estudio de las transiciones potenciales entre clases de ocupación del suelo forestal, en el marco del estudio de los procesos de sucesión vegetal y entre clases de ocupación pertenecientes a distintos usos del suelo, así como considerar más de dos periodos de referencia, para calibrar modelos consistentes en el espacio y en el tiempo y avanzar por la vía de las simulaciones geomáticas.

En relación con el objetivo 2, desarrollar un flujo de trabajo integrado para calibrar modelos de nicho ecológico en el contexto de la Geografía física, hemos concluido que:

- El desarrollo y calibración de un flujo de trabajo general sobre modelos predictivos de distribución de especies en el contexto de la Geografía física produce una aproximación más realista de los modelos y una mejora general de los mismos en todos sus aspectos: en los datos de entrada, en la construcción de los modelos, en sus resultados y en la interpretación de los mismos.
- La aplicación de una metodología científica basada en la modelización cuantitativa permite, además, formular y verificar hipótesis biogeográficas con base en la teoría del nicho ecológico y produce los datos y las herramientas necesarias para reproducir la investigación, con el objetivo de contrastar sus propios resultados.

- Junto con aplicaciones de carácter predictivo, los modelos de distribución de especies pueden emplearse para estudiar los mecanismos explicativos y los patrones que subyacen en la distribución de las mismas.
- Los modelos predictivos permiten generar cartografías de consenso y cartografías de incertidumbre, en ambos casos sobre la base de parámetros cuantitativos verificables, por lo que sus resultados pueden ser empleados con rigor, tanto en proyectos de investigación en Biogeografía como en trabajos planificación y gestión de la flora y fauna.
- El futuro de la modelización de la distribución de las especies pasa por una mejora en la calidad de los datos introducidos en los modelos. De un lado, por una mejor caracterización de los registros de presencia, ausencia, abundancia o diversidad, hecho que debe producirse necesariamente en el trabajo de campo y con mayor esfuerzo de muestreo. De otro lado, por una mejora en la precisión y exactitud en la espacialización de las variables ambientales empleadas como predictores, un aspecto en el que la Geografía física tiene mucho que aportar.

En relación con el objetivo 3, integrar escenarios de cambio climático y modelos de nicho ecológico para simular cambios ambientales, hemos concluido que:

- La generación de escenarios de cambio climático y la simulación de sus efectos sobre la biodiversidad permite proyectar hacia el futuro (y hacia el pasado) el nicho ecológico fundamental de las especies.
- Los resultados obtenidos con la proyección de los modelos de nicho ecológico hacia el futuro son coherentes con los obtenidos por otros investigadores usando diferentes datos y metodologías.
- Más allá del estudio de los impactos del calentamiento global en la distribución de la biodiversidad, cabe destacar que la metodología basada en la generación de escenarios de cambio climático, por la espacialización de sus resultados, puede implementarse para la simulación de escenarios en otros ámbitos de interés geográfico en los que se requieran datos espacialmente explícitos.
- Futuros trabajos deberían explorar las fronteras de aquello que conocemos cada vez mejor, el pasado, con objeto de enriquecer las explicaciones sobre el futuro. En este sentido, los modelos pueden ser proyectados hacia el pasado y evaluados con registros fósiles. Con respecto al futuro, los modelos estáticos pueden incorporar la componente dinámica a través de las simulaciones geomáticas.

En relación con el objetivo 4, monitorizar las respuestas ecofisiológicas de la vegetación mediante el uso de sensores remotos, hemos concluido que:

- Es posible monitorizar las respuestas ecofisiológicas de la vegetación mediante la aplicación conjunta de teledetección y métodos estadísticos basados en el análisis de series temporales.
- El análisis de series temporales facilita tanto la detección y caracterización de tendencias interanuales y estacionales, como el esclarecimiento de la significación estadística de las tendencias observadas, discriminando entre tendencias que son consistentes y significativas en el tiempo y aquellas que pueden responder a factores contingentes.
- La integración de herramientas de teledetección, métodos estadísticos y Sistemas de Información Geográfica facilita, nuevamente, no sólo espacializar los resultados obtenidos, sino garantizar la calidad de los datos introducidos desde las primeras fases de captura y edición de los datos geográficos, ya que es posible calibrar los datos de las imágenes de satélite con datos verdad terreno tomados en campo.
- Futuros trabajos sobre monitorización de la actividad vegetal y fenología de la vegetación, a través de imágenes de satélite y análisis estadístico de series temporales, deberían considerar series temporales más amplias, imágenes de mayor resolución espacial, el incremento de la frecuencia temporal de captura de los datos, la comparación entre distintos índices de vegetación y la superposición de series temporales sobre variables independientes.

En relación con el objetivo 5, estimar las distribuciones potenciales de especies exóticas y la exposición regional con respecto a la entrada y propagación de las mismas, mediante la aplicación integrada de modelos de distribución de especies y técnicas de evaluación multicriterio, hemos concluido que:

- La estimación de los riesgos biológicos de una región, con respecto a la posible incidencia de una especie exótica potencialmente patógena, es factible cuando consideramos conjuntamente la distribución potencial global del organismo exótico y los factores geográficos o *drivers* que influyen en la entrada y propagación de la misma.
- Es necesario estimar la distribución potencial global de la especie exótica para conocer su más amplio rango de tolerancias ambientales, o espectro ecológico en el que puede prosperar el organismo exótico fuera de su área de distribución nativa.
- Es igualmente necesaria la consideración de los factores geográficos o *drivers* que pueden influir en la entrada y propagación de las especies exóticas. Las técnicas de

evaluación multicriterio y los métodos basados en funciones de pertenencia borrosa y superposición difusa incorporan la dimensión regional a los modelos de distribución global.

- Los resultados obtenidos evidencian la enorme importancia y utilidad de la información espacial y sitúan a la geografía (y a la Geografía, como disciplina) en el epicentro de la investigación de los procesos relacionados con la propagación de especies exóticas, en el contexto de la gestión de los riesgos biológicos.
- Futuros trabajos deberían avanzar en el terreno de la caracterización y discusión de la influencia de los principales factores geográficos o *drivers* involucrados en la propagación de las especies exóticas y sus vectores, más allá de la estimación de las distribuciones potenciales basada en los modelos de nicho ecológico.

Finalmente, en relación con el objetivo general de la tesis, diseñar y aplicar un conjunto de metodologías de investigación espacialmente explícitas, orientadas hacia el estudio biogeográfico multiescalar de los impactos locales del cambio global en la ecorregión mediterránea, hemos concluido que:

- Las metodologías de investigación propuestas en esta tesis doctoral han permitido analizar y sintetizar distintas manifestaciones del cambio global en diversos escenarios locales de la ecorregión mediterránea, una de las regiones más intervenidas y antropizadas del planeta y entre las que los procesos relacionados con el cambio global están afectando con mayor velocidad e intensidad.
- El acusado dinamismo de los problemas ambientales en el actual contexto de cambio global requiere el uso de métodos orientados hacia el análisis espaciotemporal y multiescalar de cambios, patrones, escenarios, dinámicas, tendencias y contingencias que, por la espacialización de sus efectos y por la influencia de las actividades humanas, encuentran en la Biogeografía un campo de investigación propicio.
- Hallamos una importante fuente de retroalimentación entre la Biogeografía, en el contexto de la Geografía física, y el conjunto de metodologías propuestas para el estudio de los efectos del cambio global. Por un lado, estas metodologías pueden ensamblarse en las dimensiones espacial, ecológica y antrópica de la Biogeografía. Por otro lado, la propia Biogeografía, contextualizada como ciencia geográfica, participa de una mejora de los resultados obtenidos por la aplicación de los métodos propuestos.
- Lejos de representar una ruptura con el pasado, las metodologías propuestas pueden y deben nutrirse de las investigaciones biogeográficas previas, que incluyen numerosas observaciones de campo, cuyos datos pueden ser empleados y reinterpretados para el desarrollo de modelos explicativos de los cambios en la distribución de la biodiversidad.

Estas mismas observaciones pueden servir de base para contrastar modelos proyectados hacia el pasado.

- La Biogeografía, en el Antropoceno, debe incorporar todo el bagaje de la tradición biogeográfica previa en el contexto de la Geografía física y, su vez, basarse en nuevas observaciones realizadas en el campo y mediante sensores remotos, integrando métodos estadísticos avanzados y tecnologías de la información geográfica, con el fin de proponer explicaciones generales para escenarios cambiantes en los que cada vez impera más la incertidumbre.

Referencias

- Abellanas, B., Abellanas, M., Pommerening, A., Lodaes, D., Cuadros, S. 2016. A forest simulation approach using weighted voronoi diagrams. An application to mediterranean fir *Abies pinsapo* Boiss stands. *Forest Systems* 25: e062, 16.
- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactionson Automatic Control* 19: 716-723.
- Alba-Sánchez, F., López-Sáez, J.A., Benito de Pando, B., Linares, J.C., Nieto-Lugilde, D., López-Merino, L. 2010. Past and present potential distribution of the Iberian *Abies* species: A phytogeographic approach using fossil pollen data and species distribution models. *Diversity and Distributions* 16: 214-228.
- Aldwaik, S.Z., Pontius, R.G. 2012. Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition. *Landscape and Urban Planning* 106: 103-114.
- Alexander, L. V., Zhang, X., Peterson, T.C., Caesar, J., Gleason, B., Klein Tank, A.M.G., Haylock, M. et al. 2006. Global observed changes in daily climate extremes of temperature and precipitation. *Journal of Geophysical Research Atmospheres* 111: D05109.
- Alizoti, P.G., Fady, B., Prada, M.A., Vendramin, G.G. 2011. EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use of Mediterranean firs (*Abies* spp.).
- Allouche, O., Tsoar, A., Kadmon, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223-1232.
- Almeida, R.P.P., Coletta-Filho, H.D., Lopes, J.R.S. 2013. *Xylella fastidiosa*. En Manual of Security Sensitive Microbes and Toxins, pp. 841-850. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Almeida, R.P.P., Purcell, A.H. 2003. Biological Traits of *Xylella fastidiosa* Strains from Grapes and Almonds. *Applied and Environmental Microbiology* 69: 7447-7452.
- Anderson, L.G., Roccliffe, S., Haddaway, N.R., Dunn, A.M. 2015. The role of tourism and recreation in the spread of non-native species: A systematic review and meta-analysis. *PLoS ONE* 10: 1-15.
- Anderson, R.P., Raza, A. 2010. The effect of the extent of the study region on GIS models of species geographic distributions and estimates of niche evolution: Preliminary tests with

- montane rodents (genus *Nephelomys*) in Venezuela. *Journal of Biogeography* 37: 1378-1393.
- Aneas de Castro, S.D. 2000. Riesgos y peligros: una visión desde la geografía. *Scripta Nova: Revista electrónica de geografía y ciencias sociales* 60.
- Araque Jiménez, E. 2015. Medio siglo de grandes incendios forestales en Andalucía (1961-2011). *Méditerranée* 121: 41-52.
- Araújo, M., Whittaker, R. 2005. Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. *Global Ecology and Biogeography* 14: 529-538.
- Araújo, M.B., Anderson, R.P., Barbosa, A.M., Beale, C.M., Dormann, C.F., Early, R., Garcia, R.A. et al. 2019. Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Nature Ecology and Evolution* 5(1): eaat4858.
- Araújo, M.B., Guisan, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33: 1677-1688.
- Araújo, M.B., New, M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in ecology & evolution* 22: 42-7.
- Araújo, M.B., Rahbek, C. 2006. How does climate change affect biodiversity? *Science* 313: 1396-1397.
- Araújo, W.L., Marcon, J., Maccheroni, W., Van Elsas, J.D., Van Vuurde, J.W.L., Azevedo, J.L. 2002. Diversity of endophytic bacterial populations and their interaction with *Xylella fastidiosa* in citrus plants. *Applied and Environmental Microbiology* 68: 4906-4914.
- Arista, M. 1995. The structure and dynamics of an *Abies pinsapo* forest in southern Spain. *Forest Ecology and Management* 74: 81-89.
- Asensi Marfil, A., Díez Garretas, B. 1999. Biogeografía, bioclimatología y paisaje vegetal de la provincia de Málaga. En Elementos de los paisajes de la provincia de Málaga, pp. 23-38. Servicio de Publicaciones de Universidad de Málaga.
- Austin, M. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157: 101-118.
- Austin, M. 2007. Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling* 200: 1-19.

- Ayala Carcedo, F.J., Olcina Cantos, J. 2002. *Riesgos naturales*. Ariel, Barcelona.
- Badeck, F.W., Bondeau, A., Böttcher, K., Doktor, D., Lucht, W., Schaber, J., Sitch, S. 2004. Responses of spring phenology to climate change. *New Phytologist* 162: 295-309.
- Bailey, R. 1976. *Description of the ecoregions of the United States*. U. S. Department of Agriculture. Miscellaneous Publication no 1391.
- Banks, N.C., Paini, D.R., Bayliss, K.L., Hodda, M. 2015. The role of global trade and transport network topology in the human-mediated dispersal of alien species. *Ecology Letters* 18: 188-199.
- Barbet-Massin, M., Jiguet, F., Albert, C.H., Thuiller, W. 2012. Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution* 3: 327-338.
- Barbet-Massin, M., Rome, Q., Villemant, C., Courchamp, F. 2018. Can species distribution models really predict the expansion of invasive species? *PLoS ONE* 13: 1-14.
- Barbosa, F.G., Schneck, F. 2015. Characteristics of the top-cited papers in species distribution predictive models. *Ecological Modelling* 313: 77-83.
- Barry, S., Elith, J. 2006. Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology* 43: 413-423.
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S.P., Peterson, A.T., Soberón, J., Villalobos, F. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling* 222: 1810-1819.
- Bejarano-Palma, R., Rubio Recio, J.M. 1999. Biogeografía: una revisión sobre su papel, su trayectoria y sus contenidos. *Estudios Geográficos* 60: 545-578.
- Benabent, M. 1986. Ordenación del territorio, planificación y gestión de las áreas de montaña. *Revista de Estudios Andaluces* 6: 65-74.
- Benedetti, Y., Morelli, F. 2017. Spatial mismatch analysis among hotspots of alien plant species, road and railway networks in Germany and Austria. *PLoS ONE* 12: e0183691.
- Benito, B.M., Lorite, J., Pérez-Pérez, R., Gómez-Aparicio, L., Peñas, J. 2014. Forecasting plant range collapse in a mediterranean hotspot: When dispersal uncertainties matter. *Diversity and Distributions* 20: 72-83.

- Benito, B.M., Svenning, J.C., Kellberg-Nielsen, T., Riede, F., Gil-Romera, G., Mailund, T., Kjaergaard, P.C., Sandel, B.S. 2016. The ecological niche and distribution of Neanderthals during the Last Interglacial. *Journal of Biogeography* 44(1): 51-61.
- Benito, B.P. de, Peñas, J.G. de. 2008. Greenhouses, land use change, and predictive models: MaxEnt and Geomod working together. En *Environmental Science and Engineering* (Subseries: Environmental Science), pp. 297-317. Springer, Berlín.
- Bermejo Pérez, D., Cáceres Clavero, F., Moreira Madueño, J.M. 2011. *Medio siglo de cambios en la evolución de usos de suelo de Andalucía (1956-2007)*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Bertelsmeier, C., Ollier, S., Liebhold, A., Keller, L. 2017. Recent human history governs global ant invasion dynamics. *Nature Ecology and Evolution* 1: 0184.
- Bosso, L., Di Febbraro, M., Cristinzio, G., Zoina, A., Russo, D. 2016. Shedding light on the effects of climate change on the potential distribution of *Xylella fastidiosa* in the Mediterranean basin. *Biological Invasions* 18: 1759-1768.
- Bosso, L., Russo, D., Di Febbraro, M., Cristinzio, G., Zoina, A. 2016. Potential distribution of *Xylella fastidiosa* in Italy: a maximum entropy model. *Phytopathologia Mediterranea* 55: 62-72.
- Bowles, G. 1782. *Introducción a la historia natural y a la geografía física de España*. Imprenta Real, Madrid.
- Box, E.O. 1981. Predicting physiognomic vegetation types with climate variables. *Vegetatio* 45: 127-139.
- Bradley, A. V., Rosa, I.M.D., Brandão, A., Crema, S., Dobler, C., Moulds, S., Ahmed, S.E. et al. 2017. An ensemble of spatially explicit land-cover model projections: prospects and challenges to retrospectively evaluate deforestation policy. *Modeling Earth Systems and Environment* 3: 1215–1228.
- Bradley, A. V., Rosa, I.M.D., Pontius, R.G., Ahmed, S.E., Araújo, M.B., Brown, D.G., Brandão, A. et al. 2016. SimiVal, a multi-criteria map comparison tool for land-change model projections. *Environmental Modelling and Software* 82: 229-240.
- Brasier, C., Robredo, F., Ferraz, J. 1993. Evidence for Phytophthora-Cinnamomi Involvement in Iberian Oak Decline. *Plant Pathology* 42: 140-145.

- Breiman, L. 2001. Random forests. *Machine Learning* 45: 5-32.
- Brockmann-Jerosch, H., Rübél, E. 1912. *Die einteilung der pflanzengesellschaften nach ökologisch-physiognomischen Gesichtspunkten*. W. Engelmann, Leipzig.
- Bucci, E.M. 2018. *Xylella fastidiosa*, a new plant pathogen that threatens global farming: Ecology, molecular biology, search for remedies. *Biochemical and Biophysical Research Communications* 502: 173-182.
- Buentgen, U., Brazdil, R., Heussner, K.-U., Hofmann, J., Kontic, R., Kyncl, T., Pfister, C. et al. 2011. Combined dendro-documentary evidence of Central European hydroclimatic springtime extremes over the last millennium. *Quaternary Science Reviews* 30: 3947-3959.
- Bugalho, M.N., Caldeira, M.C., Pereira, J.S., Aronson, J., Pausas, J.G. 2011. Mediterranean cork oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 278-286.
- Bussotti, F., Ferrini, F., Pollastrini, M., Fini, A. 2013. The challenge of Mediterranean sclerophyllous vegetation under climate change: From acclimation to adaptation. *Environmental and Experimental Botany* 103: 80-98.
- Cabezudo, B., Pérez-Latorre, A. V., Pavón Núñez, M. 2010. Nota sobre *Abies pinsapo* Clemente ex Boiss. y otras plantas andaluzas. *Acta Botanica Malacitana* 35: 195-204.
- Calvo Tornel, F. 1997. Algunas cuestiones sobre geografía de los riesgos. *Scripta Nova* 1: 1-13.
- Calvo Tornel, F. 1984. Geografía de los riesgos. *Geocrítica*: 54 pp.
- Calvo Tornel, F. 2000. Panorama de los estudios sobre riesgos naturales en la geografía española. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 30: 21-35.
- Camacho Olmedo, M.T., Paegelow, M., Mas, J.F. 2013. Interest in intermediate soft-classified maps in land change model validation: suitability versus transition potential. *International Journal of Geographical Information Science* 27: 2343-2361.
- Camacho Olmedo, M.T., Pontius, R.G., Paegelow, M., Mas, J.-F. 2015. Comparison of simulation models in terms of quantity and allocation of land change. *Environmental Modelling & Software* 69: 214-221.

- Cámara-Artigas, R. 2018. Reflexión desde la Geografía en torno a la evolución de la Biogeografía en los últimos 25 años. En *Bosque mediterráneo y humedales: paisaje, evolución y conservación: aportaciones desde la biogeografía*, pp. 69-82. Almad, Ediciones de Castilla-La Mancha, Ciudad Real.
- Cámara Artigas, R., Díaz del Olmo, F. 2013. Muestreo en transecto de formaciones vegetales de fanerófitos y caméfitos (I): fundamentos metodológicos. *Estudios Geográficos* 74: 67-88.
- Capinha, C., Essl, F., Seebens, H., Moser, D., Pereira, H.M. 2015. The dispersal of alien species redefines biogeography in the Anthropocene. *Science* 348: 1248-1251.
- Carlucci, A., Lops, F., Marchi, G., Mugnai, L., Surico, G. 2013. Has *Xylella fastidiosa* «chosen» olive trees to establish in the mediterranean basin? *Phytopathologia Mediterranea* 52: 541-544.
- Carrasco, A. y cols. 2009. *Procesos de decaimiento forestal (la Seca). Situación del conocimiento*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Carrero, A.J. 2015. *Los aprovechamientos del monte en el Suroeste Peninsular: el corcho*. Universidad de Huelva.
- Caudullo, G., Tinner, W. 2016. *Abies* - Circum-Mediterranean firs in Europe: distribution, habitat, usage and threats. En *European Atlas of Forest Tree Species*, European Commission.
- Chatterjee, S., Almeida, R.P.P., Lindow, S. 2008. Living in two Worlds: The Plant and Insect Lifestyles of *Xylella fastidiosa*. *Annual Review of Phytopathology* 46: 243-271.
- Chuvieco, E. 2008. *Teledetección ambiental*. Ariel, Barcelona.
- Chuvieco Salinero, E., Pons Fernández, X., Conesa García, C., Santos Preciado, J.M., Bosque Sendra, J., Gutiérrez Puebla, J., de la Riva Fernández, J.R. et al. 2005. ¿Son las Tecnologías de la Información Geográfica (TIG) parte del núcleo de la Geografía? *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 40: 35-55.
- Clarivate Analytics. 2018. *Research Fronts 2018*.
- Clements, F. 1917. The development and structure of biotic communities. *Journal of Ecology* 5: 120-121.

- Clements, F., Shelford, V. 1939. *Bio-ecology*. Wiley & Sons, New York.
- Coelho, M.B., Paulo, J.A., Palma, J.H.N., Tomé, M. 2012. Contribution of cork oak plantations installed after 1990 in Portugal to the Kyoto commitments and to the landowners economy. *Forest Policy and Economics* 17: 59-68.
- Cohen, K.M., Finney, S.C., Gibbard, P.L., Fan, J.X. 2018. The ICS International Chronostratigraphic Chart. *Episodes* 36: 199-204.
- Colautti, R., Colautti, R., Parker, J.D., Cadotte, M.W., Pyšek, P., Brown, C.S., Sax, D., Richardson, D. 2014. Quantifying the invasiveness of species. *NeoBiota* 21: 7-27.
- Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 2017. *Proyecto de Ley de Medidas frente al Cambio Climático*. Sevilla.
- Cook, J., Oreskes, N., Doran, P.T., Anderegg, W.R.L., Verheggen, B., Maibach, E.W., Carlton, J.S. et al. 2016. Consensus on consensus: a synthesis of consensus estimates on human - caused global warming. *Environmental Research Letters* 11: 1-24.
- Cope, R.C., Ross, J. V., Wittmann, T.A., Watts, M.J., Cassey, P. 2017. Predicting the Risk of Biological Invasions Using Environmental Similarity and Transport Network Connectedness. *Risk Analysis* 39(1): 35-53.
- Coumou, D., Rahmstorf, S. 2012. A decade of weather extremes. *Nature Climate Change* 2: 491-496.
- Cox, C.B., Moore, P.D., Ladle, R. 2016. *Biogeography: An Ecological and Evolutionary Approach*, 9th Edition. Wiley, Nueva Jersey.
- Crowley, T.J., North, G.R. 1988. Abrupt Climate Change and Extinction Events in Earth History. *Science* 240: 996-1002.
- Cruaud, A., Gonzalez, A.A., Godefroid, M., Nidelet, S., Streito, J.C., Thuillier, J.M., Rossi, J.P. et al. 2018. Using insects to detect, monitor and predict the distribution of *Xylella fastidiosa*: a case study in Corsica. *Scientific Reports* 8 (1).
- Crutzen, P.J. 2002. Geology of mankind. *Nature* 415 (3): 23 pp.
- Cruz Villalón, J. 1983. Transformaciones recientes en la agricultura andaluza. *Revista de Estudios Andaluces* 1: 69-84.

- Dalmazzone, S., Giaccaria, S. 2014. Economic drivers of biological invasions: A worldwide, biogeographic analysis. *Ecological Economics* 105: 154-165.
- Darwin, C. 1859. *On the Origin of Species by Means of Natural Selection, or the Preservation of Favoured Races in the Struggle for Life*. Murray, J. (ed.). John Murray, London.
- Delbianco, A., Czwieneczek, E., Pautasso, M., Kozelska, S., Monguidi, M., Stancanelli, G. 2018. A New Resource for Research and Risk Analysis: The Updated European Food Safety Authority Database of *Xylella* spp. Host Plant Species. *Phytopathology* 109(2):213-215.
- Demangeot, J. 1989. *Los medios naturales del globo*. Masson, Barcelona.
- Demeritt, D. 2001. The construction of global warming and the politics of science. *Annals of the American Association of Geographers* 91: 307-337.
- Dering, M., Sekiewicz, K., Boratynska, K., Litkowiec, M., Iszkulo, G., Romo, A., Boratynski, A. 2014. *Genetic diversity and inter-specific relations of western Mediterranean relic Abies taxa as compared to the Iberian A. alba*. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 209: 367-374.
- Díaz Esteban, M., Pulido Díaz, F.J., Pausas, J.G. 2009. 9330 Alcornocales de *Quercus suber*. En MAGRAMA, *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*, pp. 58 pp. Madrid.
- Dormann, C., M. McPherson, J., B. Araújo, M., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., Davies, R. et al. 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: A review. *Ecography* 30: 609-628.
- Dormann, C.F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J.R.G. et al. 2013. Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36: 027-046.
- Eastman, J.R. 2009. IDRISI Taiga guide to GIS and image processing.
- Eastman, J.R. 2015. TerrSet: Geospatial Monitoring and Modeling Software.
- Eastman, J.R., Sangermano, F., Ghimire, B., Zhu, H., Chen, H., Neeti, N., Cai, Y. et al. 2009. Seasonal trend analysis of image time series. *International Journal of Remote Sensing* 30: 2721-2726.

- Eastman, J.R., Sangermano, F., Machado, E.A., Rogan, J., Anyamba, A. 2013. Global trends in seasonality of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), 1982-2011. *Remote Sensing* 5: 4799-4818.
- Eastman, R. 1999. Multi-criteria evaluation and GIS. *Geographical information systems* 1: 493-502.
- Edgeworth, M., Ellis, E.C., Gibbard, P., Neal, C., Ellis, M. 2019. The chronostratigraphic method is unsuitable for determining the start of the Anthropocene. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* (en prensa).
- Efron, B. 1981. Nonparametric estimates of standard error: The jackknife, the bootstrap and other methods. *Biometrika* 68: 589-599.
- El-Gabbas, A., Dormann, C.F. 2018. Wrong, but useful: regional species distribution models may not be improved by range-wide data under biased sampling. *Ecology and Evolution* 8: 2196-2206.
- Elith, J. 2017. Predicting distributions of invasive species. En *Invasive Species: Risk Assessment and Management*: arXiv:1312.0851.
- Elith, J., Graham, C.H. 2009. Do they? How do they? Why do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* 32: 66-77.
- Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E., Yates, C.J. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17: 43-57.
- Elton, C. 1927. *Animal Ecology*. Sedgwick and Jackson, London.
- Escobar, L.E., Craft, M.E. 2016. Advances and limitations of disease biogeography using ecological niche modeling. *Frontiers in Microbiology* 7: 1-21.
- Essl, F., Bacher, S., Blackburn, T.M., Booy, O., Brundu, G., Brunel, S., Cardoso, A.C. et al. 2015. Crossing Frontiers in Tackling Pathways of Biological Invasions. *BioScience* 65: 769-782.
- Esteban-Parra, M.J., Rodrigo, F.S., Castro-Diez, Y. 1998. Spatial and temporal patterns of precipitation in Spain for the period 1880–1992. *International Journal of Climatology* 18: 1557-1574.
- FAO. 1984. Land, food and population. *Science and Public Policy* 11: 227-239.

- Feil, H., Purcell, A.H. 2001. Temperature-Dependent Growth and Survival of *Xylella fastidiosa* in Vitro and in Potted Grapevines. *Plant Disease* 85: 1230-1234.
- Felicísimo, Á., Francés, E., Fernández, J., González Díez, A., Varas, J. 2002. Modeling the potential distribution of forests with a GIS. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 68: 455-461.
- Felicísimo, A.M., Gómez-Muñoz, A. 2004. GIS and predictive modeling: a comparison of methods applied to forestal management and decision-making. En Anglia, U. of E. (ed.), Geographical Information Systems Research UK 12th Annual Conference, pp. 143-144. Norwich.
- Felicísimo, Á.M., Muñoz, J., Mateo, R.G., Villalba, C.J. 2012. Vulnerabilidad de la flora y vegetación españolas ante el cambio climático. *Ecosistemas* 21: 1-6.
- Ferre Bueno, E. 1999. Las unidades naturales de la provincia de Málaga. En *Elementos de los paisajes de la provincia de Málaga*, pp. 13-22. Universidad de Málaga, Málaga.
- Ferreras Chasco, C., Fidalgo Hijano, C. 1991. *Biogeografía y edafogeografía*. Síntesis, Madrid.
- Ferreras Fernández, C. 2005. *Historia del clima mediterráneo. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente*. Región de Murcia, Murcia.
- Fick, S., Hijmans, R. 2017. Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37: 4302–4315.
- Fielding, A.H., Bell, J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24: 38-49.
- Fischer, E.M., Knutti, R. 2015. Anthropogenic contribution to global occurrence of heavy-precipitation and high-temperature extremes. *Nature Climate Change* 5: 560-564.
- Fisher, H.J. 2002. Macroecology: new, or biogeography revisited? *Nature* 417: 787.
- Foley, J.A., Defries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S. et al. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570-4.
- Fordham, D.A., Bertelsmeier, C., Brook, B.W., Early, R., Ara, M.B., Neto, D., Brown, S.C. 2017. How complex should models be? Comparing correlative and mechanistic range dynamics models. *Global Change Biology* In press: 1-15.

- Fourcade, Y., Besnard, A.G., Secondi, J. 2018. Paintings predict the distribution of species, or the challenge of selecting environmental predictors and evaluation statistics. *Global Ecology and Biogeography* 27: 245-256.
- Franklin, J. 2009. *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction* (Ecology, Biodiversity and Conservation). Press, C. U. (ed.). Cambridge University Press, New York.
- Franklin, J. 1995. Predictive vegetation mapping: geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Progress in Physical Geography* 19: 474-499.
- Friedman, J.H. 1991. Multivariate Adaptive Regression Splines. *The Annals of Statistics* 19: 1-67.
- Fuentes Delgado, J.E. 2016. *Biogeografía y patrones actuales de composición y distribución del patrón Leopardo (Leopard Bush)* al norte de Sur América. Universidad de Barcelona.
- Gaffney, O. 2018. Anthropocene now. *New Scientist* 234: 24-25.
- Gallardo, B., Vila, L. 2019. La influencia humana, clave para entender la Biogeografía de especies invasoras en el Antropoceno. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 45: (en prensa).
- Gallien, L., Münkemüller, T., Albert, C.H., Boulangeat, I., Thuiller, W. 2010. Predicting potential distributions of invasive species: where to go from here? *Diversity and Distributions* 16: 331-342.
- Gámez Navarro, J. 2004. La forestación de tierras agrícolas en la provincia de Granada. Acciones dentro del programa de acompañamiento de la nueva PAC. *Revista de Estudios Andaluces* 25: 95-124.
- García-Ruiz, J.M., López-Moreno, J.I., Vicente-Serrano, S.M., Lasanta-Martínez, T., Beguería, S. 2011. Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth-Science Reviews* 105: 121-139.
- García de Cortázar, F., González Vesga, J.M. 1994. *Breve historia de España*. Alianza, Madrid.
- García Dory, Á., Martínez-Vicente, J.S. 1988. *La Ganadería en España*. Alianza, Madrid.
- García Fernández, J. 2001. Geografía física o ciencias naturales. *Investigaciones Geográficas* 25: 33-49.

- García, L. 2003. Controlling the false discovery rate in ecological research. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 553–554.
- Giampetruzzi, A., Velasco-Amo, M.P., Marco-Noales, E., Montes-Borrego, M., Román-Écija, M., Navarro, I., Monterde, A. et al. 2018. Draft Genome Resources of Two Strains (“ESVL” and “IVIA5901”) of *Xylella fastidiosa* Associated with Almond Leaf Scorch Disease in Alicante, Spain. *Phytopathology* 109(2):219-221.
- Giampoudakis, K., Marske, K.A., Borregaard, M.K., Ugan, A., Singarayer, J.S., Valdes, P.J., Rahbek, C., Nogués-Bravo, D. 2016. Niche dynamics of Palaeolithic modern humans during the settlement of the Palaeartic. *Global Ecology and Biogeography* 26: 1-12.
- Gibbard, P.L., Walker, M.J.C. 2014. The term ‘Anthropocene’ in the context of formal geological classification. *Geological Society, London, Special Publications* 395: 29-37.
- Gibson, C.C., Ostrom, E., Ahn, T.K. 2000. The concept of scale and the human dimensions of global change: a survey. *Ecological Economics* 32: 217-239.
- Gil Olcina, A., Olcina Cantos, J. 2017. Tratado de Climatología. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alicante, Alicante.
- Giorgi, F., Lionello, P. 2008. Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Change* 63: 90-104.
- Goloboff, P.A. 2003. Parsimony, likelihood, and simplicity. *Cladistics* 19: 91-103.
- Gómez-Zotano, J., Olmedo-Cobo, J.A., Cunill-Artigas, R., Martínez-Ibarra, E. 2017. Descubrimiento y caracterización geográfica de una depresión ultramáfica en Sierra Bermeja: nuevos datos geomorfoedáficos, fitogeográficos y paleoecológicos. *Pirineos* 172: 026.
- Gómez-Zotano, J., Riesco-Chueca, P., Frolova, M., Rodríguez-Rodríguez, J. 2018. The landscape taxonomic pyramid (LTP): a multi-scale classification adapted to spatial planning. *Landscape Research* 43: 984-999.
- Gómez Mendoza, J., López Ontiveros, A. 2001. Montes y caza. En Ariel (ed.), *Geografía de España*, pp. 405-422. Barcelona.
- Gómez Mendoza, J., Mata Olmo, R. 2002. *Repoblación forestal y territorio (1940-1971)*. Marco doctrinal y estudio de la Sierra de los Filabres (Almería). *Ería* 58: 129-155.

- Gómez Moreno, M. 2012. La Serranía de Ronda: configuración física y articulación del poblamiento. *Takurunna* 2: 121-150.
- Gómez Moreno, M.L. 1989. *La montaña malagueña, estudio ambiental y evolución de su paisaje*. Diputación Provincial de Málaga, Málaga.
- Gómez Zotano, J., Román Requena, F., Hidalgo Triana, N., Pérez Latorre, A. V. 2014. Biodiversidad y valores de conservación de los ecosistemas serpentínicos en España. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 65: 187-206.
- González-Bernáldez, F. 1981. *Ecología y paisaje*. Blume, Barcelona.
- González-Hidalgo, J.C. 2018. El consenso sobre el origen humano del cambio del clima no ha sido demostrado aún. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 44: 349-375.
- González-Hidalgo, J.C., Brunetti, M., de Luis, M. 2011. A new tool for monthly precipitation analysis in Spain: MOPREDAS database (monthly precipitation trends December 1945-November 2005). *International Journal of Climatology* 31: 715-731.
- Gonzalez-Hidalgo, J.C., Peña-Angulo, D., Brunetti, M., Cortesi, N. 2015. MOTEDAS: A new monthly temperature database for mainland Spain and the trend in temperature (1951-2010). *International Journal of Climatology* 35: 4444-4463.
- González, R., Álvarez, A. 2004. El Mapa Forestal de España, una obra secular (1868-1966) concluida por Luis Ceballos. *Ería* 64-64: 285-318.
- Grabherr, G., Gottfried, M., Paull, H. 1994. Climate effects on mountain plants. *Nature* 369: 448.
- Graham, M.H. 2003. Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. *Ecology* 84: 2809-2815.
- Granados Corona, M. 1987. *Transformaciones históricas de los ecosistemas del Parque Nacional de Doñana*. Universidad de Sevilla, Sevilla.
- Di Gregorio, A., Jansen, L.J.M. 2000. Land Cover Classification System (LCCS): Classification Concepts and User Manual.
- Grinnell, J. 1917. The Niche-Relationships of the California Thrasher. *The Auk* 34: 427-433.

- Grosholz, E.D. 2018. New sources for the emergence of new invaders. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115: 2270-2271.
- Guerrero, J., Cáceres, F., Giménes de Azcarate, F., Moreira, J. 2013. The Spanish Fir Tree (*Abies pinsapo*): foreseeable behaviour and management criteria faced with climate change. En Ecogenes Conference. Adapting to global change in the Mediterranean hotspot, Seville.
- Guisan, A., Edwards, T.C. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157: 89-100.
- Guisan, A., Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1009.
- Guisan, A., Thuiller, W., Zimmermann, N.E. 2017. *Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Guisan, A., Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Guisande González, C., Vaamonde Liste, A., Barreiro Felpeto, A. 2013. *Tratamiento de datos con R, STATISTICA y SPSS*. Ediciones Díaz de Santos, Madrid.
- Gutiérrez-Hernández, Oliver; Senciales-González, J. M.; García, L. V. 2015. Los incendios forestales en Andalucía: investigación exploratoria y modelos explicativos. *Flamma* 6: 144-148.
- Gutiérrez-Hernández, O. 2018a. Reseña de Biogeography (5th Edition). Biological diversity across space and time Edition). *Cuadernos Geográficos* 57: 357-360.
- Gutiérrez-Hernández, O. 2018b. Reseña de «Habitat Suitability and Distribution Models. With Applications in R». *Pirineos. Revista de Ecología de Montaña* 173.
- Gutiérrez-Hernández, O., Cámara-Artigas, R., García, L. V. 2017. Nicho ecológico y distribución geográfica del pinsapo (*Abies pinsapo*. Boiss). *Takurinna* 6-7: 59-88.
- Gutiérrez-Hernández, O., Senciales-González, J.M., García, L. V. 2016. Evolución de la Superficie Forestal en Andalucía (1956-2007). *Revista de Estudios Andaluces* 33: 111-148.

- Gutiérrez Hernández, O. 2018. Impacto del calentamiento global en la distribución y supervivencia del pinsapo (Serranía de Ronda). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 76: 504-549.
- Gutiérrez Hernández, O., Cámara Artigas, R., Senciales González, J.M., García, L. V. 2018. Modelos predictivos en Biogeografía: aplicación para la modelización de nichos ecológicos en Geografía Física. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 78: 88-126.
- Gutiérrez Hernández, O., García, L. V. 2018. Incidencia de *Xylella fastidiosa* en las Islas Baleares y distribución potencial en la península ibérica. *Investigaciones Geográficas* 69: 55-72.
- Halvorsen, R., Mazzoni, S., Dirksen, J.W., Næsset, E., Gobakken, T., Ohlson, M. 2016. How important are choice of model selection method and spatial autocorrelation of presence data for distribution modelling by MaxEnt? *Ecological Modelling* 328: 108-118.
- Hanley, J.A., McNeil, B.J. 1982. The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology* 143: 29-36.
- Hastie, T., Tibshirani, R. 1986. Generalized Additive Models. *Statistical Science* 1: 297-310.
- Hedenstrom, A., Barta, Z., Helm, B., Houston, A.I., McNamara, J.M., Jonzen, N. 2007. Migration speed and scheduling of annual events by migrating birds in relation to climate change. *Climate Research* 35: 79-91.
- Hermoso, V., Villero, D., Clavero, M., Brotons, L. 2018. Spatial prioritisation of EU's LIFE-Nature programme to strengthen the conservation impact of Natura 2000. *Journal of Applied Ecology* 55: 1575-1582.
- Hewitt, G. 1999. Post-glacial re-colonization of European biota. *Biological Journal of the Linnean Society* 68: 87-112.
- Hewitt, G. 2000. The genetic legacy of the Quaternary ice ages. *Nature* 405: 907-913.
- Hewson, J., Crema, S.C., González-Roglich, M., Tabor, K., Harvey, C.A. 2019. Regional Risks of Tree Cover Loss. *Land* 8: 14.
- Hidalgo Triana, N., Pérez-Latorre, A. V. 2016. Actualización del mapa de vegetación del afloramiento ultramáfico de Sierra Bermeja (Málaga, España). En *Avances en Biogeografía. Áreas de distribución: entre puentes y barreras*, pp. 347-354. Universidad de Granada, Granada.

- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A. 2005. Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- Hijmans, R.J., Phillips, S., Leathwick, J.R., Elith, J. 2011. Package 'dismo'.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P.J., Hooten, A.J., Steneck, R.S., Greenfield, P., Gomez, E., Harvell, C.D. et al. 2007. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science* 318: 1737-1742.
- Hopkins, D.L. 1989. *Xylella Fastidiosa*: Xylem-Limited Bacterial Pathogen of Plants. *Annual Review of Phytopathology* 27: 271-290.
- Houston Durrant, T., de Rigo, D., Caudullo, G. 2016. *Quercus suber* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. En *European Atlas of Forest Tree Species*, pp. 164-165. Publication Office of the European Union, Luxembourg.
- Huang, J., Pontius, R.G., Li, Q., Zhang, Y. 2012. Use of intensity analysis to link patterns with processes of land change from 1986 to 2007 in a coastal watershed of southeast China. *Applied Geography* 34: 371-384.
- Hughes, A.C. 2017. Mapping priorities for conservation in Southeast Asia. *Biological Conservation* 209: 395-405.
- Humboldt, A. Von. 1805. *Essai sur le Géographie des Plantes*. Schoell, Lebrault & CO, París.
- Hutchinson, G. 1978. *An Introduction to Population Ecology*. Yale University Press, New Haven 4: 3.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harbour symposium on quantitative biology 415-427.
- Ibáñez, B., Ibáñez, I., Gómez-Aparicio, L., Ruiz-Benito, P., García, L. V., Marañón, T. 2014. Contrasting effects of climate change along life stages of a dominant tree species: The importance of soil-climate interactions. *Diversity and Distributions* 20: 872-883.
- IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge Univ. Press, New York.

- Jackson, D.A. 1993. Stopping Rules in Principal Components Analysis: A Comparison of Heuristical and Statistical Approaches. *Ecology*, 74: 2204-2214.
- James, G., Witten, D., Hastie, T., Tibshirani, R. 2013. *An Introduction to Statistical Learning*. Springer.
- Janse, J.D., Obradovic, A. 2010. *Xylella fastidiosa*: Its biology, diagnosis, control and risks. *Journal of Plant Pathology* 92: 35-48.
- Jeger, M., Caffier, D., Candresse, T., Chatzivassiliou, E., Dehnen-Schmutz, K., Gilioli, G., Grégoire, J. et al. 2018. *Updated pest categorisation of Xylella fastidiosa*. *EFSA Journal* 16.
- Jerez García, O., Gosálvez Rey, R.U., Díaz Sanz, C., García Rayego, J.L., Serrano de la Cruz Santos-Olmo, M.A. 2018. *Bosque mediterráneo y humedales: paisaje, evolución y conservación: aportaciones desde la biogeografía*. Almud, Ediciones de Castilla-La Mancha, Ciudad Real.
- Jiang, H., Eastman, J.R. 2000. Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS. *International Journal of Geographical Information Science*.
- Jiménez-Valverde, A. 2012. Insights into the area under the receiver operating characteristic curve (AUC) as a discrimination measure in species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography* 21: 498-507.
- Jiménez-Valverde, A., Acevedo, P., Barbosa, A.M., Lobo, J.M., Real, R. 2013. Discrimination capacity in species distribution models depends on the representativeness of the environmental domain. *Global Ecology and Biogeography* 22: 508-516.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J.M. 2006. The ghost of unbalanced species distribution data in geographical model predictions. *Diversity and Distributions* 12: 521-524.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J.M., Hortal, J. 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 14: 885-890.
- Jiménez-Valverde, A., Peterson, A.T., Soberón, J., Overton, J.M., Aragón, P., Lobo, J.M. 2011. Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions* 13: 2785-2797.
- Joffre, R., Rambal, S., Ratte, J.P. 1999. The dehesa system of southern Spain and Portugal as a natural ecosystem mimic. *Agroforestry Systems* 45: 57-79.

- Jones, H.G., Vaughan, R.A. 2010. Remote Sensing of Vegetation: Principles, Techniques, and Applications. OUP Oxford, New York.
- Justicia Segovia, A. 1988. *La Axarquía malagueña y la costa oriental*. Editorial Arguval, Málaga.
- Katinas, L., Crisci, J. V. 2018. Agriculture Biogeography: An emerging discipline in search of a conceptual framework. *Progress in Physical Geography* 42: 513-529.
- Kearney, M., Porter, W. 2009. Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology letters* 12: 334-50.
- Kent, M. 2007. Biogeography and macroecology: now a significant component of physical geography. *Progress in Physical Geography* 31: 643-657.
- Kent, M. 2005. Biogeography and macroecology. *Progress in Physical Geography* 29: 256-264.
- Klonner, G., Dullinger, I., Wessely, J., Bossdorf, O., Carboni, M., Dawson, W., Essl, F. et al. 2017. Will climate change increase hybridization risk between potential plant invaders and their congeners in Europe? *Diversity and Distributions* 23: 934-943.
- Köppen, W. 1918. Klassifikation der Klimate nach Temperatur, Niederschlag und Jahresablauf (Classification of climates according to temperature, precipitation and seasonal cycle). Petermanns geographische Mitteilungen.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F. 2006. World Map of Köppen–Geiger Climate Classification. *Meteorologische Zeitschrift* 15: 259-263.
- Kouba, Y., Camarero, J.J., Alados, C.L. 2012. Roles of land-use and climate change on the establishment and regeneration dynamics of Mediterranean semi-deciduous oak forests. *Forest Ecology and Management* 274: 143-150.
- Lacoste, A., Salomon, R. 1973. *Biogeografía*. Oikos-Tau, Barcelona.
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T. et al. 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11: 261-269.
- Landa, B., Marco-Noales, E., López, M.M. 2017. Enfermedades causadas por la bacteria *Xylella fastidiosa*. Cajamar Caja Rural, Almería.

- Lasanta-Martínez, T., Martín-Vide, J. 2013. *La investigación geográfica en España (1990-2012)*. Asociación de Geógrafos Españoles, Madrid.
- Laskurain, N., Aldezabal, A., Odriozola, I., Camarero, J., Olano, J. 2018. Variation in the Climate Sensitivity Dependent on Neighbourhood Composition in a Secondary Mixed Forest. *Forests* 9: 43.
- Lechuga, V., Carraro, V., Viñepla, B., Carreira, J.A., Linares, J.C. 2017. Managing drought-sensitive forests under global change. Low competition enhances long-term growth and water uptake in *Abies pinsapo*. *Forest Ecology and Management* 406: 72-82.
- Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73: 1943-1967.
- Lewis, S.L., Maslin, M.A. 2015. Defining the Anthropocene. *Nature* 519: 171-180.
- Lima, J.E.O. De, Miranda, V.S., Hartung, J.S., Brlansky, R.H., Coutinho, A., Roberto, S.R., Carlos, E.F. 1998. Coffee Leaf Scorch Bacterium: Axenic Culture, Pathogenicity and Comparison with *Xylella fastidiosa* of Citrus. *Plant Disease* 82: 94-97.
- Linares, J.C. 2011. Biogeography and evolution of *Abies* (Pinaceae) in the Mediterranean Basin: The roles of long-term climatic change and glacial refugia. *Journal of Biogeography* 38: 619-630.
- Linares, J.C., Camarero, J.J., Carreira, J.A. 2010. Competition modulates the adaptation capacity of forests to climatic stress: insights from recent growth decline and death in relict stands of the Mediterranean fir *Abies pinsapo*. *Journal of Ecology* 98: 592-603.
- Linares, J.C., Carreira, J. a. 2006. El pinsapo, abeto endémico andaluz. O, ¿Qué hace un tipo como tú en un sitio como éste? *Ecosistemas* 15: 171-191.
- Linares, J.C., Carreira, J.A., Ochoa, V. 2011. Human impacts drive forest structure and diversity. Insights from Mediterranean mountain forest dominated by *Abies pinsapo* (Boiss.). *European Journal of Forest Research* 130: 533-542.
- Linares, J.C., Delgado-Huertas, A., Camarero, J.J., Merino, J., Carreira, J.A. 2009. Competition and drought limit the response of water-use efficiency to rising atmospheric carbon dioxide in the Mediterranean fir *Abies pinsapo*. *Oecologia* 161: 611-624.
- Linares, J.C., Delgado-Huertas, A., Carreira, J.A. 2011. Climatic trends and different drought adaptive capacity and vulnerability in a mixed *Abies pinsapo*-*Pinus halepensis* forest. *Climatic Change* 105: 67-90.

- Linnaeus, C. 1758. *Systema Naturae per regna tria naturae, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis*. Laurentius Salvius, Estocolmo.
- Liu, C., White, M., Newell, G. 2011. Measuring and comparing the accuracy of species distribution models with presence-absence data. *Ecography* 34: 232-243.
- Lobo, J.M. 2008. More complex distribution models or more representative data? *Biodiversity Informatics* 5: 14-19.
- Lobo, J.M., Jiménez-Valverde, A., Hortal, J. 2010. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography* 33: 103-114.
- Lobo, J.M., Jiménez-Valverde, A., Real, R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17: 145-151.
- Loconsole, G., Potere, O., Boscia, D., Altamura, G., Djelouah, K., Elbeaino, T., Frasherri, D. et al. 2014. Detection of *Xylella fastidiosa* in olive trees by molecular and serological methods. *Journal of Plant Pathology* 96: 7-14.
- Lomolino, M. V., Riddle, B.A., Whittaker, R.J. 2016. *Biogeography*. Sinauer Associates. Oxford University Press.
- Lopes, J.R.S., Landa, B.B., Fereres, A. 2014. A survey of potential insect vectors of the plant pathogenic bacterium *Xylella fastidiosa* in three regions of Spain. *Spanish Journal of Agricultural Research* 12: 795-800.
- López-Tirado, J., Hidalgo, P.J. 2014. A high resolution predictive model for relict trees in the Mediterranean-mountain forests (*Pinus sylvestris* L., *P. nigra* Arnold and *Abies pinsapo* Boiss.) from the south of Spain: A reliable management tool for reforestation. *Forest Ecology and Management* 330: 105-114.
- López-Tirado, J., Hidalgo, P.J. 2016. Predictive modelling of climax oak trees in southern Spain: insights in a scenario of global change. *Plant Ecology* 217: 451-463.
- López, G. 2007. *Guía de los árboles y arbustos de la Península Ibérica*. Mundiprensa, Madrid.
- López Ontiveros, A. 1996. Evolución reciente de la investigación geográfica española. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 21-22: 119-132.

- Lozano Valencia, P., Cadiñanos Aguirre, J.A., Latasa Zaballos, I., Guillermo Quintanilla Pérez, V., Meaza Rodríguez, G. 2015. Caracterización, valoración y evaluación de los paisajes vegetales de Chile Mediterráneo. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 67: 83-103.
- Lozano Valencia, P., Meaza Rodríguez, G. 2000. Métodos y técnicas en zoogeografía. En *Metodología y práctica de la biogeografía*, pp. 317-381. Serbal, Barcelona.
- Ma, S., Pitman, A.J., Lorenz, R., Kala, J., Srbinovsky, J. 2016. Earlier green-up amplifies spring warming over Europe. *Geophysical Research Letters* 46: 582–589.
- Mang, S.M., Frisullo, S., Elshafie, H.S., Camele, I. 2016. Diversity evaluation of *Xylella fastidiosa* from infected olive trees in Apulia (Southern Italy). *Plant Pathology Journal* 32: 102-111.
- Mansfield, J., Genin, S., Magori, S., Citovsky, V., Sriariyanum, M., Ronald, P., Dow, M. et al. 2012. Top 10 plant pathogenic bacteria in molecular plant pathology. *Molecular Plant Pathology* 13: 614-629.
- De Marco, P., Nóbrega, C.C. 2018. Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. *PLoS ONE* 13 (9): e0202403.
- Margalef, R. 1974. Ecología. Omega, Barcelona.
- Márquez Fernández, D. 1985. Las repoblaciones de eucaliptus y su impacto en la última década 1973-1983. *Revista de estudios andaluces* 5: 135-142.
- Martin, A.R., Cadotte, M.W., Isaac, M.E., Milla, R., Vile, D., Violle, C. 2019. Regional and global shifts in crop diversity through the Anthropocene. *PLoS ONE* 14: 1-18.
- Martínez del Castillo, E., Tejedor, E., Serrano-Notivoli, R., Novak, K., Saz, M., Longares, L., de Luis, M. et al. 2018. Contrasting Patterns of Tree Growth of Mediterranean Pine Species in the Iberian Peninsula. *Forests* 9: 416.
- Martínez Enamorado, V. 2013. Cómo llamaban los andalusíes al pinsapo. *Takurunna* 3: 364-372.
- Mas, J.-F., Kolb, M., Paegelow, M., Camacho Olmedo, M.T., Houet, T. 2014. Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. *Environmental Modelling & Software* 51: 94-111.

- Mas, J.-F., Nogueira de Vasconcelos, R., Franca-Rocha, W. 2019. Analysis of High Temporal Resolution Land Use/Land Cover Trajectories. *Land* 8: 2-19.
- Mather, J., Yoshioka, G. 1968. The role of climate in the distribution of vegetation. *Annals of the Association of American Geographers* 58: 29-41.
- Matías, L., Jump, A.S. 2012. Interactions between growth, demography and biotic interactions in determining species range limits in a warming world: The case of *Pinus sylvestris*. *Forest Ecology and Management* 282: 10-22.
- Mauritsen, T., Pincus, R. 2017. Committed warming inferred from observations. *Nature Climate Change* 7: 652-655.
- McInerney, G.J., Etienne, R.S. 2012. Stitch the niche - a practical philosophy and visual schematic for the niche concept Higgins, S. (ed.). *Journal of Biogeography* 39: 2103-2111.
- Meaza, G. 2018. «Metodología y práctica de la Biogeografía». Una relectura 20 años después. En Bosque mediterráneo y humedales: paisaje, evolución y conservación: aportaciones desde la biogeografía, pp. 83-98. Almud, Ediciones de Castilla-La Mancha, Ciudad Real.
- Meaza, G., Arozarena Concepción, M.E., Beltrán Yanes, E., Cadiñanos Aguirre, J.A., Ferreras Chasco, C., Lozano Valencia, P., Molina Holgado, P. et al. 2000. *Metodología y práctica de la biogeografía*. Serbal, Barcelona.
- Meentemeyer, R.K., Tang, W., Dorning, M.A., Vogler, J.B., Cunniffe, N.J., Shoemaker, D.A. 2013. FUTURES: Multilevel Simulations of Emerging Urban-Rural Landscape Structure Using a Stochastic Patch-Growing Algorithm. *Annals of the Association of American Geographers* 103: 785-807.
- Mendoza-Fernández, A.J., Pérez-García, F.J., Martínez-Hernández, F., Salmerón-Sánchez, E., Medina-Cazorla, J.M., Garrido-Becerra, J.A., Martínez-Nieto, M.I. et al. 2015. Areas of endemism and threatened flora in a Mediterranean hotspot: Southern Spain. *Journal for Nature Conservation* 23: 35-44.
- Merow, C., Smith, M.J., Silander, J. a. 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography* 36: 1058-1069.

- Mesa Garrido, M.Á. 2016. Pinos autóctonos y conservación de bosques en Andalucía. *Investigaciones Geográficas* 97-115.
- Meurisse, N., Rassati, D., Hurley, B.P., Brockerhoff, E.G., Haack, R.A. 2018. Common pathways by which non-native forest insects move internationally and domestically. *Journal of Pest Science* 92(1): 1-15.
- Milne, R.I., Abbott, R.J. 2002. The origin and evolution of tertiary relict floras. En *The origin and evolution of tertiary relict floras* 38: 281-314.
- Ministerio de Medio Ambiente. 1998. IFN2 Segundo Inventario Forestal Nacional (1986-1996). Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2008. IFN3 Segundo Inventario Forestal Nacional (1997-2007). Secretaría General de Medio Ambiente, Dirección General de la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Miraldo, A., Li, S., Borregaard, M.K., Flórez-rodríguez, A., Gopalakrishnan, S., Rizvanovic, M., Wang, Z. et al. 2016. An Anthropocene map of genetic diversity. *Science* 353: 1532-1535.
- Mod, H.K., Scherrer, D., Luoto, M., Guisan, A. 2016. What we use is not what we know: Environmental predictors in plant distribution models. *Journal of Vegetation Science* 27: 1308-1322.
- Molinero Herando, F., Morales Gil, A. 2001. Secanos y regadíos. En *Geografía de España*, pp. 688. Ariel, Barcelona.
- Montero González, G., Cañellas, I.M. 2002. *El alcornoque (Quercus suber. L). Manual de reforestación y cultivo*. Mundi-Prensa, Madrid.
- Montoya Oliver, J.M., Mesón García, M.L. 2008. La Seca: El Modelo explicativo global. En Congreso Nacional de Medioambiente.
- Montz, B.E., Tobin, G.A. 2011. Natural hazards: An evolving tradition in applied geography. *Applied Geography* 31: 1-4.
- Moreira Madueño, J.M. 2006. El sistema de información geográfica–ambiental de Andalucía. Del SINAMBA a la Red de Información Ambiental de Andalucía. *Geofocus* 6: 4-10.
- Morelli, F., Tryjanowski, P. 2015. No species is an island: Testing the effects of biotic interactions on models of avian niche occupation. *Ecology and Evolution* 5: 759-768.

- Moreno Bueno, T. 2008. Breve crónica de un siglo de Catastro en España (1906--2002). *CT Catastro* 63: 31-60.
- Morente, M., Cornara, D., Moreno, A., Fereres, A. 2018. Continuous indoor rearing of *Philaenus spumarius*, the main European vector of *Xylella fastidiosa*. *Journal of Applied Entomology* 142: 901-904.
- Morente, M., Cornara, D., Plaza, M., Durán, J., Capiscol, C., Trillo, R., Ruiz, M. et al. 2018. Distribution and Relative Abundance of Insect Vectors of *Xylella fastidiosa* in Olive Groves of the Iberian Peninsula. *Insects* 9: 175.
- Mouton, A.M., De Baets, B., Goethals, P.L. 2010. Ecological relevance of performance criteria for species distribution models. *Ecological Modelling* 221: 1995-2002.
- Mucina, L. 2018. Biome: evolution of a crucial ecological and biogeographical concept. *New Phytologist* 222(1): 97-114.
- Mulero Mendigorri, A. 2018. Fronteras y territorios: la gestión de las áreas protegidas en cuestión. *Cuadernos Geográficos* 57: 61-86.
- Mulero Mendigorri, A. 2015. Hacia la gestión integrada del patrimonio en clave territorial: un análisis crítico a partir de la experiencia andaluza. *Investigaciones Geográficas* 63: 69-84.
- Mulero Mendigorri, A. 2017. Territorio y áreas protegidas en España y Portugal: dos modelos de intervención en una geografía compartida. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 74: 205-227.
- Muro Morales, J.I., Urteaga, L., Nadal, F. 2002. La fotogrametría terrestre en España (1914-1958). *Investigaciones Geográficas* 27: 151-172.
- Murray, K.A., Olivero, J., Roche, B., Tiedt, S., Guégan, J.F. 2018. Pathogeography: leveraging the biogeography of human infectious diseases for global health management. *Ecography* 41: 1411-1427.
- Murray, K.A., Preston, N., Allen, T., Zambrana-Torrel, C., Hosseini, P.R., Daszak, P. 2015. Global biogeography of human infectious diseases. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112: 12746-12751.
- Myles, A., Mustafa, B., Yang, C., de Coninck, H. 2018. Global Warming of 1.5°C. Summary for Policymakers. IPCC.

- Naimi, B., Araújo, M.B. 2016. sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography* 39: 368-375.
- Naimi, B., Hamm, N.A.S., Groen, T.A., Skidmore, A.K., Toxopeus, A.G., Alibakhshi, S. 2019. ELSA: Entropy-based local indicator of spatial association. *Spatial Statistics* 29: 66-88.
- Naimi, B., Skidmore, A.K., Groen, T.A., Hamm, N.A.S. 2011. Spatial autocorrelation in predictors reduces the impact of positional uncertainty in occurrence data on species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 38: 1497-1509.
- Naranjo Ramírez, J. 2001. Las estructuras agrarias andaluzas en el tránsito al siglo XXI. *Ería* 54: 95-124.
- Navarro-Cerrillo, R.M., Calzado Martínez, C. 2004. Establecimiento de una red de equilibrios biológicos en ecosistemas con presencia de pinsapo (*Abies pinsapo* Boiss.) en Andalucía. *Pirineos* 158-159: 107125.
- Neeti, N., Eastman, J.R. 2011. A Contextual Mann-Kendall Approach for the Assessment of Trend Significance in Image Time Series. *Transactions in GIS* 15: 599-611.
- Nelder, J.A., Wedderburn, R.W.M. 1972. Generalized Linear Models. *Journal of the Royal Statistical Society* 135: 370-384.
- Nicholls, R.J., Klein, R.J.T. 2005. Climate change and coastal management on Europe's coast. En Vermaat, JE and Bouwer, L and Turner, K and Salomons, W. (ed.), *Managing European Coasts - Past, Present and Future*, Environmental Science, pp. 199-226. Springer.
- Nogués-Bravo, D. 2009. Predicting the past distribution of species climatic niches. *Global Ecology and Biogeography* 18: 521-531.
- Nogués-Bravo, D., Martínez-Rica, J.P. 2004. Factors controlling the spatial species richness pattern of four groups of terrestrial vertebrates in an area between two different biogeographic regions in northern Spain. *Journal of Biogeography* 31: 629-640.
- Nogués-Bravo, D., Rodríguez-Sánchez, F., Orsini, L., de Boer, E., Jansson, R., Morlon, H., Fordham, D.A., Jackson, S.T. 2018. Cracking the Code of Biodiversity Responses to Past Climate Change. *Trends in Ecology & Evolution* 33: 765-776.
- Nogués Bravo, D. 2003. El estudio de la distribución espacial en la biodiversidad: concepto y métodos. *Cuadernos de investigación geográfica* 29: 67-82.

- Nunney, L., Ortiz, B., Russell, S.A., Sánchez, R.R., Stouthamer, R. 2014. The complex biogeography of the plant pathogen *Xylella fastidiosa*: Genetic evidence of introductions and subspecific introgression in central America. *PLoS ONE* 9(11): e112463.
- Ocampo-Peñuela, N., Jenkins, C.N., Vijay, V., Li, B. V., Pimm, S.L. 2016. Incorporating explicit geospatial data shows more species at risk of extinction than the current Red List. *Science Advances* 2: 1-10.
- Olmedo-Cobo, J.A. 2011. Análisis biogeográfico y cartografía de la vegetación de la sierra de Baza (provincia de Granada). El estado actual de las fitocenosis de una montaña mediterránea intensamente humanizada. Universidad de Granada.
- Olmedo-Cobo, J.A., Cunill-Artigas, R., Gómez-Zotano, J. 2018. The native status of *Pinus pinaster* on serpentine soils: charcoal analysis and palaeoenvironmental history in Sierra Bermeja (southern Iberian Peninsula, Spain). *Vegetation History and Archaeobotany* (En prensa: 1-16).
- Olmedo-Cobo, J.A., Cunill-Artigas, R., Martínez-Ibarra, E., Gómez-Zotano, J. 2017. Paleocología de *Abies* sp. en Sierra Bermeja (sur de la Península Ibérica) durante el Holoceno medio a partir del análisis pedoantracológico. *Bosque (Valdivia)* 38: 259-270.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'Amico, J.A. et al. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience* 51: 933-938.
- Oreskes, N. 2010. Evaluation (Not Validation) Models Quantitative. *Environmental Health* 106: 1453-1460.
- Oreskes, N. 2005. The Scientific Consensus on Climate Change. *Science* 306: 1686.
- Oreskes, N., Shrader-Frechette, K., Belitz, K. 1994. Verification, Validation, and Confirmation of Numerical Models in the Earth Sciences. *Science* 263: 641-646.
- Packer, J.G., Meyerson, L.A., Richardson, D.M., Brundu, G., Allen, W.J., Bhattarai, G.P., Brix, H. et al. 2017. Global networks for invasion science: benefits, challenges and guidelines. *Biological Invasions* 19: 1081-1096.
- Paegelow, M., Camacho, M.O. 2008. Advances in geomatic simulations for environmental dynamics. Springer, Berlín.

- Paladini San Martín, B. 2016. Deforestación de la mata atlántica en el litoral de Paraíba (Brasil). Cambios ambientales y riesgos geomorfológicos asociados: voçorocas. Universidad de Sevilla.
- Parker, J.D., Torchin, M.E., Hufbauer, R.A., Bossdorf, O., Byers, J.E., Dunn, A.M., Heckman, R.W. et al. 2013. Do invasive species perform better in their new range. *Ecology* 94: 1-8.
- Parsons, J.J. 1962. The acorn-hog economy of the oak woodlands of southwestern Spain. *Geographical Review* 52: 211-235.
- Pearson, R.G., Dawson, T.P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12: 361-371.
- Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M., Peterson, A.T. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34: 102-117.
- Peguero-Pina, J.J., Sancho-Knapik, D., Cochard, H., Barredo, G., Villarroya, D., Gil-Pelegrín, E. 2011. Hydraulic traits are associated with the distribution range of two closely related Mediterranean firs, *Abies alba* Mill. and *Abies pinsapo* Boiss. *Tree Physiology* 31: 1067-1075.
- Peña-Angulo, D., Brunetti, M., Cortesi, N., Gonzalez-Hidalgo, J.C. 2016. A new climatology of maximum and minimum temperature (1951–2010) in the Spanish mainland: a comparison between three different interpolation methods. *International Journal of Geographical Information Science* 30: 2109-2132.
- Peña-Gallardo, M., Vicente-Serrano, S., Camarero, J., Gazol, A., Sánchez-Salguero, R., Domínguez-Castro, F., El Kenawy, A. et al. 2018. Drought Sensitiveness on Forest Growth in Peninsular Spain and the Balearic Islands. *Forests* 9: 524.
- Pérez-Latorre, A. V. 1996. Restauración del alcornocal en Andalucía. Elección y manejo de especies. *Ecología* 10: 9-19.
- Pérez-Latorre, A. V., Cabezudo, B. 2012. Phenomorphology and ecomorphological traits in *Abies pinsapo*. A comparison to other Mediterranean species. *Phytocoenologia* 42: 15-27.

- Pérez-Vega, A., Mas, J.F., Ligmann-Zielinska, A. 2012. Comparing two approaches to land use/cover change modeling and their implications for the assessment of biodiversity loss in a deciduous tropical forest. *Environmental Modelling and Software* 29: 11-23.
- Peterson, A.T., Soberón, J., Pearson, R.G., Anderson, R.P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., Bastos Araujo, M. 2011. *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Petit, J.R., Jouzel, J., Raynaud, D., Barkov, N.I., Barnola, J.M., Basile, I., Bender, M. et al. 1999. Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostok ice core, Antarctica. *Nature* 399: 429-436.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Dudík, M., Schapire, R.E., Blair, M.E. 2016. Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography* 40(7): 887-893.
- Phillips, S.J., Dudi, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161-175.
- Pimentel, D., Zuniga, R., Morrison, D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52: 273-288.
- Pintó Fusalba, J., Meaza Rodríguez, G., Beltrán Yanes, E. 2000. Dinámica de la vegetación. En *Metodología y práctica de la biogeografía*, pp. 147-197. Serbal, Barcelona.
- Pirrone, N., Cinnirella, S., Feng, X., Finkelman, R.B., Friedli, H.R., Leaner, J., Mason, R. et al. 2010. Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. *Atmospheric Chemistry and Physics* 10: 5951-5964.
- Pitman, A.J. 2005. On the role of Geography in Earth System Science. *Geoforum* 36: 137-148.
- Plata Rocha, W., Gómez Delgado, M., Bosque Sendra, J. 2009. Cambios de usos del suelo y expansión urbana en la Comunidad de Madrid (1990-2000). *Scripta Nova* 13: <<http://www.ub.es/geocrit/sn/sn-293.htm>>.
- Plata, W., Gómez Delgado, M., Bosque Sendra, J. 2009. Cambios de Usos del suelo y expansión urbana en la Comunidad de Madrid (1990-2000). *Scripta Nova* 1-36.
- Pollack, H.N. 2004. Global Change and the Earth System. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 85: 333.

- Pontius, R.G., Castella, J., Nijs, T. De, Duan, Z., Fotsing, E., Goldstein, N., Kok, K. et al. 2018. Lessons and Challenges in Land Change Modeling Derived from Synthesis of Cross- Case Comparisons. En *Trends in Spatial Analysis and Modelling, Geotechnologies and the Environment*, pp. 143-164. Springer.
- Pontius, R.G., Shusas, E., McEachern, M. 2004. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 101: 251-268.
- Porfirio, L.L., Harris, R.M.B., Lefroy, E.C., Hugh, S., Gould, S.F., Lee, G., Bindoff, N.L., Mackey, B. 2014. Improving the use of species distribution models in conservation planning and management under climate change. *PLoS ONE* 9: 1-21.
- Právělie, R. 2014. Nuclear Weapons Tests and Environmental Consequences: A Global Perspective. *AMBIO* 43: 729-744.
- Prentice, I.C., Cramer, W., Harrison, S.P., Leemans, R., Monserud, R.A., Solomon, A.M. 1992. Special Paper: A Global Biome Model Based on Plant Physiology and Dominance, Soil Properties and Climate. *Journal of Biogeography* 19: 117.
- Prentice, K.C. 1990. Bioclimatic distribution of vegetation for general circulation model studies. *Journal of Geophysical Research* 95: 811-830.
- Prieto Jiménez, I. 2015. Evolución del paisaje en el valle del río Záncara: Desde la pequeña Edad del Hielo hasta la actualidad. Universidad Autónoma de Madrid.
- van Proosdij, A.S.J., Sosef, M.S.M., Wieringa, J.J., Raes, N. 2016. Minimum required number of specimen records to develop accurate species distribution models. *Ecography* 39: 542-552.
- Pulliam, H.R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters* 3: 349-361.
- Purcell, A.H. 1997. *Xylella fastidiosa*, a regional problem or global threat? *Journal of Plant Pathology* 79: 99-105.
- Qiao, H., Soberón, J., Peterson, A.T. 2015. No silver bullets in correlative ecological niche modelling: Insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. *Methods in Ecology and Evolution* 6: 1126-1136.
- R Core Team. 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing.

- Radosavljevic, A., Anderson, R.P. 2014. Making better Maxent models of species distributions: Complexity, overfitting and evaluation. *Journal of Biogeography* 41: 629-643.
- Ramírez-Albores, J.E., Bustamante, R.O., Badano, E.I. 2016. Improved predictions of the geographic distribution of invasive plants using climatic niche models. *PLoS ONE* 11: 1-14.
- Rapicavoli, J., Ingel, B., Blanco-Ulate, B., Cantu, D., Roper, C. 2018. *Xylella fastidiosa*: an examination of a re-emerging plant pathogen. *Molecular Plant Pathology* 19: 786-800.
- Record, S., Strecker, A., Tuanmu, M.N., Beaudrot, L., Zarnetske, P., Belmaker, J., Gerstner, B. 2018. Does scale matter? A systematic review of incorporating biological realism when predicting changes in species distributions. *PLoS ONE* 13: e0194650.
- Redak, R.A., Purcell, A.H., Lopes, J.R.S., Blua, M.J., Mizell III, R.F., Andersen, P.C. 2004. The biology of xylem fluid-feeding insect vectors of *Xylella fastidiosa* and their relation to disease epidemiology. *Annual Review of Entomology* 49: 243-270.
- Rediam. 2011. Guía Técnica SIOSE Andalucía 2011.
- Rees, W.G. 2008. Comparing the spatial content of thematic maps. *International Journal of Remote Sensing* 29: 3833-3844.
- Renner, I.W., Warton, D.I. 2013. Equivalence of MAXENT and Poisson Point Process Models for Species Distribution Modeling in Ecology. *Biometrics* 69: 274-281.
- Ricciardi, A., Blackburn, T.M., Carlton, J.T., Dick, J.T.A., Hulme, P.E., Iacarella, J.C., Jeschke, J.M. et al. 2017. Invasion Science: A Horizon Scan of Emerging Challenges and Opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* 32: 464-474.
- Richardson, A.D., Keenan, T.F., Migliavacca, M., Ryu, Y., Sonnentag, O., Toomey, M. 2013. Climate change, phenology, and phenological control of vegetation feedbacks to the climate system. *Agricultural and Forest Meteorology* 169: 156-173.
- Ricklefs, R.E., Jenkins, D.G. 2011. Biogeography and ecology: Towards the integration of two disciplines. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 366: 2438-2448.
- de Rigo, D., Caudullo, G., San-Miguel-Ayanz, J., Barredo, J.I. 2017. Robust modelling of the impacts of climate change on the habitat suitability of forest tree species. Publications Office of the European Union.

- Rincón, V., Velázquez, J., Gutiérrez, J., Sánchez, B., Hernando, A., García-Abril, A., Santamaría, T., Sánchez-mata, D. 2019. Evaluating European Conservation Areas and Proposal of New Zones of Conservation under the Habitats Directive. *Application to Spanish Territories. Sustainability* 11: 398.
- Ripple, W.J., Wolf, C., Galetti, M., Newsome, T.M., Alamgir, M., Crist, E., Mahmoud, M.I., Laurance, W.F. 2017. World Scientists' Warning to Humanity: A Second Notice. *BioScience* 67: 1026–1028.
- Robinson, G.M. 2018. New frontiers in agricultural geography: Transformations, food security, land grabs and climate change. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 2018: 1-48.
- Rodrigo-Comino, J., Senciales, J.M., Cerdà, A., Brevik, E.C. 2018. The multidisciplinary origin of soil geography: A review. *Earth-Science Reviews* 177: 114-123.
- Rodríguez-Labajos, B., Binimelis, R., Monterroso, I. 2009. Multi-level driving forces of biological invasions. *Ecological Economics* 69: 63-75.
- Rodríguez-Rodríguez, D., Martínez-Vega, J. 2018. Representation and protection of threatened biodiversity by the largest Spanish regional network of protected areas. *Endangered Species Research* 35: 125-139.
- Rodríguez Martínez, F. 1977. La serranía de Ronda. Estudio geográfico. Confederación Española de Cajas Ahorro, Madrid.
- Rodríguez Martínez, J. 2016. *Ecología* (4a edición). Pirámide, Madrid.
- Roerink, G.J., Menenti, M., Verhoef, W. 2000. Reconstructing cloudfree NDVI composites using Fourier analysis of time series. *International Journal of Remote Sensing* 21: 1911-1917.
- Rosa, I.M.D., Purves, D., Souza, C., Ewers, R.M. 2013. Predictive Modelling of Contagious Deforestation in the Brazilian Amazon. *PLoS ONE* 8: e77231.
- Rouse, J., Haas, R., Schell, J. 1974. Monitoring the vernal advancement and retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation. Texas A & M University 1-8.
- Royle, J.A., Chandler, R.B., Yackulic, C., Nichols, J.D. 2012. Likelihood analysis of species occurrence probability from presence-only data for modelling species distributions. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 545-554.

- Rubio Recio, J. 1993. Doñana y su entorno: conservación y explotación. *Revista de Estudios Andaluces* 19: 53-66.
- Rubio Recio, J.M. 1989. *Biogeografía. Paisajes vegetales y vida animal*. Síntesis, Madrid.
- Rubio Recio, J.M. 1992. Biogeografía. En *Geografía física*, pp. 425-578. Cátedra, Madrid.
- Ruddiman, W.F. 2003. The anthropogenic greenhouse era began thousands of years ago. *Climatic Change* 61: 261-293.
- Ruiz Sinoga, J.D., Garcia Marin, R., Martinez Murillo, J.F., Gabarron Galeote, M.A. 2011. Precipitation dynamics in southern Spain: Trends and cycles. *International Journal of Climatology* 31: 2281-2289.
- Sala, M., Batalla, R. j. 1999. *Teoría y métodos en geografía física*. Síntesis, Madrid.
- San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. 2016. European Atlas of Forest Tree Species. Publication Office of the European Union, Luxembourg.
- Sánchez-Salguero, R., Ortíz, C., Covelo, F., Ochoa, V., García-Ruíz, R., Seco, J.I., Carreira, J.A. et al. 2015. Regulation of water use in the southernmost European fir (*Abies pinsapo* Boiss.): Drought Avoidance Matters. *Forests* 6: 2241-2260.
- Sánchez, M.E., Caetano, P., Ferraz, J., Trapero, A. 2002. Phytophthora disease of *Quercus ilex* in south-western Spain. *Forest Pathology* 32: 5-18.
- Sancho-Knapik, D., Peguero-Pina, J.J., Flexas, J., Herbette, S., Cochard, H., Niinemets, U., Gil-Pelegrín, E. 2014. Coping with low light under high atmospheric dryness: Shade acclimation in a mediterranean conifer (*Abies pinsapo* Boiss.). *Tree Physiology* 34: 1321-1333.
- Saponari, M., Giampetruzzi, A., Loconsole, G., Boscia, D., Saldarelli, P. 2018. *Xylella fastidiosa* in olive in Apulia: where we stand. *Phytopathology* 109(2):175-186
- Saupe, E., Barve, V., Myers, C., Soberón, J., Barve, N., Hensz, C., Peterson, A. et al. 2012. Variation in niche and distribution model performance: The need for a priori assessment of key causal factors. *Ecological Modelling* 237-238: 11-22.
- Screen, J.A., Simmonds, I. 2010. The central role of diminishing sea ice in recent Arctic temperature amplification. *Nature* 464: 1334-1337.

- Seebens, H., Blackburn, T.M., Dyer, E.E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Pagad, S. et al. 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8: 14435.
- Seebens, H., Essl, F., Dawson, W., Fuentes, N., Moser, D., Pergl, J., Pyšek, P. et al. 2015. Global trade will accelerate plant invasions in emerging economies under climate change. *Global Change Biology* 21: 4128-4140.
- Serra-Diaz, J.M., Franklin, J., Ninyerola, M., Davis, F.W., Syphard, A.D., Regan, H.M., Ikegami, M. 2014. Bioclimatic velocity: The pace of species exposure to climate change. *Diversity and Distributions* 20: 169-180.
- Serrano Montes, J.L. 2017. La inclusión de la fauna en los estudios de paisaje: Enfoques conceptuales, propuesta metodológica y aplicación práctica a tres escalas espaciales. Universidad de Granada.
- Serrasolses, I., Pérez-devesa, M., Vilagrosa, A., Pausas, J.G., Sauras, T., Cortina, J., Vallejo, V.R. 2009. Cork Oak Distribution. En *Cork Oak Woodlands on the Edge: conservation, adaptive management, and restoration*, pp. 89-99. Island Press.
- Sicard, A., Zeilinger, A.R., Vanhove, M., Schartel, T.E., Beal, D.J., Daugherty, M.P., Almeida, R.P.P. 2018. Annual Review of Phytopathology *Xylella fastidiosa*: Insights into an Emerging Plant Pathogen. *Annual Review of Phytopathology* 56: 9.1-9.22.
- Silva Pérez, R. 1995. Las acciones forestales en el seno de la PAC: consecuencias para Andalucía del programa de reforestación. *Revista de Estudios Andaluces* 21: 85-104.
- Silva Pérez, R. 2010. La dehesa vista como paisaje cultural. Fisonomías, funcionalidades y dinámicas históricas. *Ería* 82: 143-157.
- Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters* 10: 1115-1123.
- Soberón, J., Townsend Peterson, A. 2005. Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species' Distributional Areas. *Biodiversity Informatics* 2: 1-10.
- Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O., Ludwig, C. 2015. The trajectory of the anthropocene: The great acceleration. *Anthropocene Review* 2: 81-98.

- Steffen, W., Grinevald, J., Crutzen, P., McNeill, J. 2011. The anthropocene: Conceptual and historical perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 369: 842-867.
- Steffen, W., Rockström, J., Richardson, K., Lenton, T.M., Folke, C., Liverman, D., Summerhayes, C.P. et al. 2018. Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115: 8252-8259.
- Steffen, W., Sanderson, R.A., Tyson, P.D., Jäger, J., Matson, P.A., Moore III, B., Oldfield, F. et al. 2005. Global change and the earth system: a planet under pressure. Springer.
- Stirling, I., Lunn, N.J., Iacozza, J. 1999. Long-term trends in the population ecology of polar bears in western Hudson Bay in relation to climatic change. *Arctic* 52: 294-306.
- Strona, G., Carstens, C.J., Beck, P.S.A. 2017. Network analysis reveals why *Xylella fastidiosa* will persist in Europe. *Scientific Reports* 7.
- Suc, J.-P. 1984. Origin and evolution of the Mediterranean vegetation and climate in Europe. *Nature* 307: 429-432.
- Tejedor, E., Saz, M.A., Cuadrat, J.M., Esper, J., de Luis, M. 2016. Temperature variability of the Iberian Range since 1602 inferred from tree-ring records. *Climate of the Past Discussions* 13: 93-105.
- Tejedor, E., Saz, M.A., Esper, J., Cuadrat, J.M., de Luis, M. 2017. Summer drought reconstruction in northeastern Spain inferred from a tree ring latewood network since 1734. *Geophysical Research Letters* 44: 8492-8500.
- Tiffney, B.H., Manchester, S.R. 2001. The Use of Geological and Paleontological Evidence in Evaluating Plant Phylogeographic Hypotheses in the Northern Hemisphere Tertiary. *International Journal of Plant Sciences* 162: S3-S17.
- Tingley, R., García-Díaz, P., Arantes, C.R.R., Cassey, P. 2018. Integrating transport pressure data and species distribution models to estimate invasion risk for alien stowaways. *Ecography* 41(4): 635-646.
- Tobler, W. 1970. A Computer Movie Simulating Urban Growth in the Detroit Region. *Economic Geography* 46: 234-240.

- Toumi, L., Lumaret, R. 1998. Allozyme variation in cork oak (*Quercus suber* L.): The role of phylogeography and genetic introgression by other Mediterranean oak species and human activities. *Theoretical and Applied Genetics* 97: 647-656.
- Tsoar, A., Allouche, O., Steinitz, O., Rotem, D., Kadmon, R. 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions* 13: 397-405.
- Tulloch, A.I.T., Sutcliffe, P., Naujokaitis-Lewis, I., Tingley, R., Brotons, L., Ferraz, K.M.P.M.B., Possingham, H. et al. 2016. Conservation planners tend to ignore improved accuracy of modelled species distributions to focus on multiple threats and ecological processes. *Biological Conservation* 199: 157-171.
- Urbietta, I.R., García, L. V., Zavala, M.A., Marañón, T. 2011. Mediterranean pine and oak distribution in southern Spain: Is there a mismatch between regeneration and adult distribution? *Journal of Vegetation Science* 22: 18-31.
- Urbietta, I.R., Zavala, M. a., Marañón, T. 2008. Human and non-human determinants of forest composition in southern Spain: Evidence of shifts towards cork oak dominance as a result of management over the past century. *Journal of Biogeography* 35: 1688-1700.
- Václavík, T., Meentemeyer, R.K. 2012. Equilibrium or not? Modelling potential distribution of invasive species in different stages of invasion. *Diversity and Distributions* 18: 73-83.
- Václavík, T., Meentemeyer, R.K. 2009. Invasive species distribution modeling (iSDM): Are absence data and dispersal constraints needed to predict actual distributions? *Ecological Modelling* 220: 3248-3258.
- Valcárcel Sanz, N. 2012. Cartografía de ocupación del suelo en España. Proyecto SIOSE. Centro Nacional de Información Geográfica, Madrid.
- Valdés, C., Gil Sánchez, L. 1998. La transformación histórica del paisaje forestal en España. En Ambiente, M. de M. (ed.), Segundo Inventario Forestal Nacional, pp. 11-104. Madrid.
- Valladares, F. 2009. 9520 Abetales de *Abies pinsapo* Boiss. En Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España, pp. 90. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones.

- Varela, S., Anderson, R.P., García-Valdés, R., Fernández-González, F. 2014. Environmental filters reduce the effects of sampling bias and improve predictions of ecological niche models. *Ecography* 37: 1084-1091.
- Veldkamp, A., Lambin, E. 2001. Predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 85: 1-6.
- Villero, D., Pla, M., Camps, D. 2016. Integrating species distribution modelling into decision-making to inform conservation actions.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.
- Wagreich, M., Draganits, E. 2018. Early mining and smelting lead anomalies in geological archives as potential stratigraphic markers for the base of an early Anthropocene. *The Anthropocene Review* 5: 177-201.
- Wallace R., A. 1876. The Geographical Distribution of Animals. Vol. 1. Harper & Brothers 1: 574.
- Wang, X., Piao, S., Xu, X., Ciais, P., Macbean, N., Myneni, R.B., Li, L. 2015. Has the advancing onset of spring vegetation green-up slowed down or changed abruptly over the last three decades? *Global Ecology and Biogeography* 24: 621-631.
- Waters, C.N., Zalasiewicz, J., Summerhayes, C., Barnosky, A.D., Poirier, C., Ga uszka, A., Cearreta, A. et al. 2016. The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. *Science* 351: 137-148.
- Wells, J.M., Raju, B.C., Hung, H.-Y., Weisburg, W.G., Mandelco-Paul, L., Brenner, D.J. 1987. *Xylella fastidiosa* gen. nov.: gram-negative, xylem-limited, fastidious plant bacteria related to *Xanthomonas* spp. *International Journal of Systematic Bacteriology* 37: 136-143.
- Westerling, A.L., Hidalgo, H.G., Cayan, D.R., Swetnam, T.W. 2006. Warming and earlier spring increase Western U.S. forest wildfire activity. *Science* 313: 940-943.
- White, M.A., de Beurs, K.M., Didan, K., Inouye, D.W., Richardson, A.D., Jensen, O.P., O'Keefe, J. et al. 2009. Intercomparison, interpretation, and assessment of spring phenology in North America estimated from remote sensing for 1982-2006. *Global Change Biology* 15: 2335-2359.

- Whittaker, R.H. 1971. *Communities and Ecosystems*. MacMillan.
- Young, K.R. 2014. Biogeography of the Anthropocene: Novel species assemblages. *Progress in Physical Geography* 38: 664-673.
- Zachos, J., Pagani, M., Sloan, L., Thomas, E., Billups, K. 2001. Trends, rhythms, and aberrations in global climate 65 Ma to present. *Science* 292: 686-693.
- Zhang, K., Kimball, J.S., Mu, Q., Jones, L.A., Goetz, S.J., Running, S.W. 2009. Satellite based analysis of northern ET trends and associated changes in the regional water balance from 1983 to 2005. *Journal of Hydrology* 379: 92-110.
- Zhang, X., Friedl, M., Tan, B., Goldberg, M., Yu, Y. 2012. Long-Term Detection of Global Vegetation Phenology from Satellite Instruments. En *Phenology and Climate Change*, pp. 297-320.
- Zhang, X., Friedl, M.A., Schaaf, C.B., Strahler, A.H., Hodges, J.C.F., Gao, F., Reed, B.C., Huete, A. 2003. Monitoring vegetation phenology using MODIS. *Remote Sensing of Environment* 84: 471-475.
- Zheng, B., Agresti, A. 2000. Summarizing the predictive power of a generalized linear model. *Statistics in medicine* 19: 1771-1781.
- Zheng, Y., Lu, X., Zhang, M., Chen, S. 2019. Biogeography-Based Optimization in Machine Learning. En *Biogeography-Based Optimization: Algorithms and Applications*, pp. 199-217. Springer Singapore, Singapore.
- Zhu, G.P., Peterson, A.T. 2017. Do consensus models outperform individual models? Transferability evaluations of diverse modeling approaches for an invasive moth. *Biological Invasions* 19: 2519–2532.
- Zimmermann, N.E., Edwards, T.C., Graham, C.H., Pearman, P.B., Svenning, J.-C. 2010. New trends in species distribution modelling. *Ecography* 33(6): 985-989.

Anexo I

Informe de relevancia científica de las publicaciones

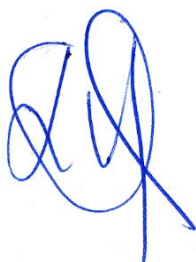
Dr. Luis Ventura García Fernández, Científico Titular, Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología, Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

Dr. Rafael Cámara Artigas, Profesor Titular de Universidad, Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla,

Certifican: que la presente Memoria de Investigación titulada “Aproximación multiescalar al estudio biogeográfico de los impactos del cambio global en la ecorregión mediterránea. La Biogeografía en el Antropoceno”, presentada por D. Oliver Gutiérrez Hernández para optar al grado de Doctor por la Universidad de Sevilla, en la modalidad de Tesis por compendio de publicaciones, destaca por la relevancia científica de las publicaciones incluidas en la memoria. En Anexo I, se adjunta Informe detallado sobre la relevancia científica de las publicaciones.

LOS DIRECTORES

Dr. Luis Ventura García Fernández



Dr. Rafael Cámara Artigas



En Sevilla, a 11 de enero de 2019



Relevancia científica de las publicaciones incluidas en la tesis doctoral

- El Capítulo 2 se corresponde con el artículo **GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O.**, SENCIALES-GONZÁLEZ, J.M. y GARCÍA, L. V., 2016. Evolución de la Superficie Forestal en Andalucía (1956-2007). Procesos y Factores. Revista de Estudios Andaluces, vol. 33 (1), pp. 111-148. DOI: <http://dx.doi.org/10.12795/rea.2016.i33>
 - o La Revista de Estudios Andaluces es una publicación indexada en la Web of Science (WOS): ESCI (Emerging Sources Citation Index).
 - o El doctorando es autor del diseño de la investigación y de la redacción del manuscrito original. Los coautores participaron en la revisión crítica del manuscrito original.
 - o El trabajo constituye una aportación original desde el punto de vista metodológico, y en concreto en la aplicación de una metodología procedente del análisis de cambios en la ocupación del suelo, al estudio de las persistencias, intercambios y transiciones entre superficies forestales desde el punto de vista espaciotemporal. Este artículo vino precedido una estancia de tres meses en la Universidad de Granada en la que el doctorando perfeccionó las técnicas de análisis para el estudio de los cambios en la ocupación del suelo y la simulación geomática de usos y coberturas vegetales.
 - o Los resultados de investigación se difundieron en medios de comunicación generalistas.

- El Capítulo 3 se corresponde con el artículo **GUTIÉRREZ HERNÁNDEZ, O.**, CÁMARA-ARTIGAS, R., SENCIALES-GONZÁLEZ, J.M. y GARCÍA, L. V., 2018. Modelos predictivos en Biogeografía: aplicación para la modelización de nichos ecológicos en Geografía Física. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, vol. 78, pp. 88-126. DOI: <http://dx.doi.org/10.21138/bage.2395>
 - o La Revista Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles es una publicación indexada en la Web of Science (WOS): Social Science Citation Index (SSCI).
 - Presencia de la revista en índices, directorios y bancos de datos: JCR, Scopus, Latindex, DICE, RESH, MIAR, ERIH Plus, Carhus Plus, DOAJ, GeoRef database, ISOC, Dialnet, Crossref, REDIB, Urbadisc, SUNCAT, EBSCO, Academic Search Premier, CAB.
 - JCR JIF (2017): Q4 - 0,33. Geography.
 - SJR (2017): Q3 - 0,25. Geography, Planning and Development.

- De acuerdo con la declaración responsable publicada en el artículo original, las tareas se distribuyeron de la siguiente manera: Oliver Gutiérrez Hernández, diseño de la investigación y redacción del manuscrito original; Luis V. García, Rafael Cámara Artigas y José María Senciales González: revisión crítica, correcciones y aportaciones sobre aspectos relacionados con el diseño, análisis de datos, redacción, biogeografía y ecología.
- Desde el punto de vista científico, el trabajo constituye la primera sistematización sobre modelos de nichos ecológicos aplicada en el contexto de la Geografía Física. Como se explicita en el artículo, la temática se inserta en uno de los principales “Research front” (Essential Science Indicators, 2016) para el ámbito de la ecología y medio ambiente. Dentro de las ramas “Physical Geography”, “Ecology” o “Environment” del Science Citation Index del Journal of Citation Report, las principales revistas publican con frecuencia todo tipo de artículos sobre modelos de distribución del nicho ecológico de las especies, trabajos que se encuentran entre los más citados. Sin embargo, hasta el momento de su publicación, no se había publicado una sistematización tan completa y exhaustiva en ninguna revista científica geográfica en España.
- El Capítulo 4 se corresponde con el artículo **GUTIÉRREZ HERNÁNDEZ, O.**, 2018. Impacto del calentamiento global en la distribución y supervivencia del pinsapo. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, vol. 76, pp. 504-549. DOI: <http://dx.doi.org/10.21138/bage.2532>
 - Investigación ganadora del Premio Nacional “Jesús García Fernández” para jóvenes investigadores de la Asociación de Geógrafos Españoles, previa evaluación ciega de los trabajos presentados a la IV edición (2017).
 - La Revista Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles es una publicación indexada en la Web of Science (WOS): Social Science Citation Index (SSCI).
 - Presencia de la revista en índices, directorios y bancos de datos: JCR, Scopus, Latindex, DICE, RESH, MIAR, ERIH Plus, Carhus Plus, DOAJ, GeoRef database, ISOC, Dialnet, Crossref, REDIB, Ubadisc, SUNCAT, EBSCO, Academic Search Premier, CAB.
 - JCR JIF (2017): Q4 - 0,33. Geography.
 - SJR (2017): Q3 - 0,25. Geography, Planning and Development.
 - El trabajo tuvo una gran repercusión en la comunidad científica y técnica, y en medios de comunicación. Desde entonces, el doctorando participa en el proyecto «Reconstrucción paleo biogeográfica de *Abies pinsapo* Clemente ex

Boiss. a partir del análisis pedoantracológico: nuevos datos para la gestión de La especie y su hábitat (PALEOPINSAPO)», con referencia CSO2017-83576-P.

- El Capítulo 5 se corresponde con el artículo **GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O.**, CÁMARA-ARTIGAS, R. y GARCÍA, L. V, 2018. Regeneración de los pinsapares béticos. Análisis de tendencia interanual y estacional del NDVI. Pirineos. Revista de Ecología de Montaña, vol. 173, pp. e035. DOI: <https://doi.org/10.3989/pirineos.2018.173002>
 - o La revista Pirineos es una publicación indexada en la Web of Science: Zoological Record y SCOPUS.
 - Presencia de la revista en índices, directorios y bancos de datos: Web of Science: Zoological Record, SCOPUS, CWTS Leiden Ranking (Journal indicators), REDIB y DOAJ.
 - SJR (2017): Q3 - 0,27 - Ecology. H Index 10.
 - o El doctorando es autor del diseño de la investigación y de la redacción del manuscrito original. Los coautores participaron en la revisión crítica del manuscrito original.
 - o Los trabajos realizados con sensores remotos son escasos en el ámbito de la Biogeografía. Este trabajo es una aportación original e innovadora sobre monitorización de la ecofisiología y fenología de las formaciones vegetales con presencia de *Abies pinsapo*.
 - o Los resultados de investigación se difundieron en medios de comunicación generalistas.
- El Capítulo 6 se corresponde con el artículo **GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O.** y GARCÍA, L. V, 2019. La dimensión geográfica de las invasiones biológicas en el Antropoceno. El caso de *Xylella fastidiosa*. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, vol. 80: 1-32. DOI: <http://dx.doi.org/10.21138/bage.2771>
 - o Investigación ganadora del Premio Nacional “Jesús García Fernández” para jóvenes investigadores de la Asociación de Geógrafos Españoles, previa evaluación ciega de los trabajos presentados a la V edición (2018).
 - o La Revista Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles es una publicación indexada en la Web of Science (WOS): Social Science Citation Index (SSCI).
 - Presencia de la revista en índices, directorios y bancos de datos: JCR, Scopus, Latindex, DICE, RESH, MIAR, ERIH Plus, Carhus Plus, DOAJ,

GeoRef database, ISOC, Dialnet, Crossref, REDIB, Urdisc, SUNCAT, EBSCO, Academic Search Premier, CAB.

- JCR JIF (2017): Q4 - 0,33. Geography.
- SJR (2017): Q3 - 0,25. Geography, Planning and Development.
- De acuerdo con la declaración responsable publicada en el artículo original, las tareas se distribuyeron de la siguiente manera: Oliver Gutiérrez Hernández, diseño de la investigación, análisis de datos y redacción del manuscrito original; Luis V. García: revisión crítica, correcciones y aportaciones sobre aspectos relacionados con la biología, el análisis de datos y la redacción.
- A nivel mundial, es la primera investigación científica que combina modelización de nichos ecológicos y evaluación multicriterio con funciones de pertenencia y superposición difusa. Asimismo, incluye el primer modelo de distribución potencial global de *Xyella fastidiosa*, una de las bacterias fitopatógenas más peligrosas del mundo. Desde el punto de vista de la Geografía española, es el primer trabajo sobre estimación de invasiones biológicas a nivel global y regional. El análisis de la propagación de especies exóticas por las actividades humanas, su impacto y su gestión, se incluye entre los principales frentes de investigación para la rama de Ecología y Ciencias del Medio Ambiente (Ecology and Environmental Sciences) en la que se insertan las investigaciones sobre Biogeografía, según los últimos informe de Research Fronts (Clarivate Analytics, 2018).
- Los resultados de investigación han tenido una gran repercusión en la comunidad científica y técnica, y una gran impacto y seguimiento en medios de comunicación y prensa especializada.

Participación en proyectos de investigación

Proyecto	El decaimiento del alcornocal de Doñana en un contexto de cambio global: una aproximación experimental (DECALDO)
Código	OAPN-091/2009
Organismo financiador	Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (OAPN-MMARM)
Investigador principal	Dr. Luis Ventura García, Consejo Superior de Investigaciones Científicas

Proyecto	Alteraciones biogeoquímicas mediadas por aves acuáticas en ecosistemas terrestres mediterráneos (BIOGEOBIRD)
Código	PO9-RNM-4987
Organismo financiador	Junta de Andalucía, Proyecto de Investigación de Excelencia
Investigador principal	Dr. Luis Ventura García, Consejo Superior de Investigaciones Científicas

Proyecto	Efectos de la Interacción del Cambio climático y los Patógenos exóticos sobre las comunidades bióticas de bosques mixtos mediterráneos (INTERCAPA)
Código	CGL2014-56739-R
Organismo financiador	Programa Estatal de Investigación. Ministerio de Economía y Competitividad Gobierno de España.
Investigador principal	Dra. Lorena Gómez Aparicio. Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

Proyecto	Inductores de resistencia para frenar la destrucción de ecosistemas amenazados por patógenos exóticos: el caso del alcornocal centenario de Doñana (INREPAX)
Código	Ayudas a Equipos de Investigación Científica 2015
Organismo financiador	Fundación BBVA
Investigador principal	Dra. María Esperanza Sánchez Hernández. Universidad de Córdoba

Proyecto	Reconstrucción paleo biogeográfica de <i>Abies pinsapo</i> Clemente ex Boiss. a partir del análisis pedoantracológico: nuevos datos para la gestión de La especie y su hábitat (PALEOPINSAPO)
Código	CSO2017-83576-P
Organismo financiador	Programa Estatal de Investigación. Ministerio de Economía y Competitividad Gobierno de España.
Investigador principal	Dr. José Gómez Zotano. Universidad de Granada

Otras publicaciones científicas realizadas en el periodo pre-doctoral

Artículos científicos

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., 2018. Reseña de «Habitat Suitability and Distribution Models. With Applications in R». Pirineos. Revista de Ecología de Montaña, 173.

Indicios de calidad

- Presencia de la revista en índices, directorios y bancos de datos: Web of Science: Zoological Record, SCOPUS, CWTS Leiden Ranking (Journal indicators), REDIB y DOAJ.
- SJR (2017): Q3 - 0,27 - Ecology. H Index 10.

GUTIÉRREZ HERNÁNDEZ, O. y GARCÍA, L. V., 2018. Incidencia de *Xylella fastidiosa* en las Islas Baleares y distribución potencial en la península ibérica. Investigaciones Geográficas, 69, pp.55-72. DOI: <https://doi.org/10.14198/INGEO2018.69.04>

Indicios de calidad

- Presencia de la revista en índices, directorios y bancos de datos: ESCI (Emerging Sources Citation Index, Colección principal de Web of Science) y Scopus, Geobase, Academic Search Premier, Ebsco, ISOC, CABI, Continental Europe Database y Earth, Atmospheric, & Aquatic Science Database (ProQuest), UrbanDoc, Latindex, Dialnet, Redalyc, DOAJ, IGB, Redib, I2OR.
- Índice H: 7, posición 7/22 de la Clasificación de Revistas Científicas Españolas según Google Scholar Metrics 2013-2017 (EC3).

GUTIÉRREZ HERNÁNDEZ, O., 2018. Impacto del calentamiento global en la distribución y supervivencia del pinsapo (Serranía de Ronda). Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, 76, pp. 504-549. DOI: <http://dx.doi.org/10.21138/bage.2532>

Indicios de calidad

- Presencia de la revista en índices, directorios y bancos de datos: JCR, Scopus, Latindex, DICE, RESH, MIAR, ERIH Plus, Carhus Plus, DOAJ, GeoRef database, ISOC, Dialnet, Crossref, REDIB, UrbanDisc, SUNCAT, EBSCO, Academic Search Premier, CAB.
- JCR JIF (2017): Q4 - 0,33. Geography.
- SJR (2017): Q3 - 0,25. Geography, Planning and Development.

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., 2018. Reseña de Planificación y Gestión Territorial del Turismo. *Estudios Geográficos*, 79, pp. 555-557. DOI <https://doi.org/10.3989/egeogr.2018.i2845>

Indicios de calidad

- Presencia de la revista en índices, directorios y bancos de datos: Emerging Sources Citation Index (ESCI), SCOPUS, CWTS Leiden Ranking (Journal indicators), ERIH Plus, REDIB y DOAJ.
- SJR (2017): Q3 - 0,17. Earth-Surface Processes. H Index 7.

GUTIÉRREZ HERNÁNDEZ, O., 2018. Tratado de Climatología. *Ería*, 2018(3), pp.389-393. DOI 10.17811/er.3.2018.389-393.

Indicios de calidad

- Presencia de la revista en índices, directorios y bancos de datos: Emerging Sources Citation Index (ESCI). Además, la revista ha sido evaluada e incluida en CIRC, REDIB, LATINDEX, CARHUS PLUS+, IN-RECS, RESH, DICE, ISOC y URBADOC. Está catalogada asimismo en SUDOC, COPAC, ZBDW OPAC, Elektronische Zeitschriftenbibliothek, Dialnet y E-Revistas.

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., 2018. Reseña de Biogeography (5th Edition). Biological diversity across space and time Edition). *Cuadernos Geográficos*, 57, 1, pp. 357-360. DOI: <http://dx.doi.org/10.30827/cuadgeo.v57i1.6476>

Indicios de calidad

- Presencia de la revista en índices, directorios y bancos de datos: ESCI (Emerging Sources Citation Index, Colección principal de Web of Science) y SCOPUS. Sello de calidad FECYT, ERIH PLUS, EBSCO, CIRC, DOAJ, ISOC, LATINDEX, DICE, RESH, Dialnet, E-revistas, GEODADOS, URBADOC, REDALYC, PIO: PERIODICALS INDEX ONLINE, ULRICHS, IGB.
- SJR (2017): Q3 - 0,22. Geography, Planning and Development. H Index 6.

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., CÁMARA-ARTIGAS, R. y GARCÍA, L. V., 2017. Nicho ecológico y distribución geográfica del pinsapo (*Abies pinsapo*. Boiss). *Takurunna*, 6-7, pp. 59-88.

Indicios de calidad

- Publicación catalogada en Latindex, ISOC, Dialnet, CIRC, REBIUN.

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., SÁNCHEZ, M.E., RAMO, C., SÁNCHEZ-SOLANA, J.E. y GARCÍA, L. V., 2017. The occurrence of *Phytophthora cinnamomi* in southern Spain: Presence – absence records and potential distribution area. *IOBC-WPRS*, 127, pp 105-109.

Indicios de calidad

- Boletín de la International Organisation for Biological and Integrated Control (IOBC).

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, OLIVER; SENCIALES-GONZÁLEZ, J. M.; GARCÍA, L. V., 2015. Los incendios forestales en Andalucía: investigación exploratoria y modelos explicativos. *Flamma*, 6 (3), pp. 144-148. Disponible en: <https://sites.google.com/site/flammafgr/texto/volumen-6-2015/6-3-2015/6-3-10>

Indicios de calidad

- Presencia de la revista en índices, directorios y bancos de datos: DOAJ.

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., GARCÍA, L. V., PÉREZ-RAMOS, I.M., RAMO, C., CARA GARCÍA, J.S., GUTIÉRREZ GONZÁLEZ, E., GIRÓN MORENO, I.F., MORENO LÓPEZ, A., SÁNCHEZ HERNÁNDEZ, M.E. y GÓMEZ-APARICIO, L., 2014. Waterbird detritus impair seedling root growth in a unique centenarian cork oak population: implications for forest regeneration. *IOBC-WPRS Bulletin*, 101, pp. 47-50.

Indicios de calidad

- Boletín de la International Organisation for Biological and Integrated Control (IOBC).

Capítulo de libros

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O. y GARCÍA, L.V., 2017. Caracterización fenológica de los alcornoques del sur de la península Ibérica usando el NDVI. Madrid: Asociación de Geógrafos Españoles, pp. 190-199.

Libro:

- VV. AA. 2017. Naturaleza, territorio y ciudad en un mundo global. (AGE). Madrid: Asociación de Geógrafos Españoles. DOI <https://doi.org/10.15366/ntc.2017>.

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., SENCIALES-GONZÁLEZ, J.M., CAMACHO-OLMEDO, M.T. y GARCÍA, L. V, 2016. Predicción de la distribución potencial del alcornoque en montes de Málaga mediante modelos de nicho ecológico a partir de registros de presencia y variables ambientales in situ y ex situ. Málaga: Asociación de Geógrafos Españoles, pp. 400-410.

Libro:

- VV. AA. 2016. Aplicaciones de las Tecnologías de la Información Geográfica (TIG) para el desarrollo económico sostenible. Málaga: Asociación de Geógrafos Españoles. ISBN 978-84-940784-9-1.

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., CAMACHO-OLMEDO, M.T., SENCIALES-GONZÁLEZ, J.M. y GARCÍA, L. V, 2015. Evolución de la superficie forestal en Andalucía (1956-2007). Sevilla: Universidad de Sevilla, pp. 107-130.

Libro:

- VV. AA. 2015. Gestión y dinámicas del territorio. Fundamentos teóricos, metodologías, TIC's y aportaciones. Sevilla: Universidad de Sevilla. ISBN 978-84-9444134-7-6.

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., CÁMARA-ARTIGAS, R., SENCIALES-GONZÁLEZ, J.M. y GARCÍA, L. V., 2015. Estimación de la superficie freática en zonas de ecotono del Parque Nacional de Doñana mediante datos piezométricos, covariables topográficas y métodos geoestadísticos. Zaragoza: Asociación de Geógrafos Españoles, pp. 1669-1678.

Libro:

- VV. AA. 2015. Análisis espacial y representación geográfica: innovación y aplicación. Zaragoza: Asociación de Geógrafos Españoles. ISBN: 978-84-92522-95-8

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., DÍAZ-DELGADO, R., CÁMARA-ARTIGAS, R. y GARCÍA, L. V, 2015. Cartografía detallada de formaciones vegetales empleando ortofotografía del PNOA y Clasificación Basada en Objetos (OBIA - Object-Based Image Analysis). Sevilla: Asociación Española de Teledetección, pp. 289-292.

Libro:

- VV. AA. 2015. Teledetección: Humedales y Espacios Protegidos. Sevilla: Asociación Española de Teledetección. ISBN: 978-84-608-1726-0

Comunicaciones a congreso

Ponencia en congreso nacional

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., 2018. Simulaciones geomáticas para el estudio de la ocupación del suelo: un nuevo giro. Humanidades y Tecnología. II Seminario de la Facultad de Filosofía y Letras. Málaga, 25 y 26 de octubre de 2018. Málaga.

Ponencia en congreso nacional

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O. y GARCÍA, L.V., 2017. Caracterización fenológica de los alcornocales del sur de la península Ibérica usando el NDVI. XXV Congreso de la Asociación de Geógrafos Españoles (AGE). Madrid, 25, 26 y 27 de octubre de 2017.

Ponencia en congreso internacional

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., SÁNCHEZ, M.E., RAMO, C., SÁNCHEZ-SOLANA, J.E. y GARCÍA, L. V., 2016. Can we predict the potential (or probable) distribution of *Phytophthora cinnamomi* far from its native habitat? The Andalusian case. 8th meeting of the IOBC-WPRS Working Group «Integrated Protection in Oak Forest». Córdoba, 23 al 27 de octubre de 2016.

Ponencia en congreso internacional

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., SENCIALES-GONZÁLEZ, J.M. y GARCÍA, L. V., 2015. An exploratory approach to the wildfires in Andalusia, Spain (1975-2013). Reunión Internacional FuegoRed 2015. Málaga, 18-21 de noviembre de 2015.

Ponencia en congreso nacional

GUTIÉRREZ HERNÁNDEZ, O., 2015. Análisis de cambios en la superficie forestal de Andalucía (1956 -2007). Jornadas de Estudios Regionales. Sevilla, 2-3 de diciembre de 2015.

Ponencia en congreso nacional

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., CÁMARA-ARTIGAS, R., SENCIALES-GONZÁLEZ, J.M. y GARCÍA, L. V., 2015. Estimación de la superficie freática en zonas de ecotono del Parque Nacional de Doñana mediante datos piezométricos, covariables topográficas y métodos geoestadísticos. XXIV Congreso de la Asociación de Geógrafos Españoles. Zaragoza, 28 a 30 de octubre de 2015.

Ponencia en congreso nacional

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., DÍAZ-DELGADO, R., CÁMARA-ARTIGAS, R. y GARCÍA, L. V., 2015. Cartografía detallada de formaciones vegetales empleando ortofotografía del PNOA y Clasificación Basada en Objetos (OBIA - Object-Based Image Analysis). XVI Congreso de la Asociación Española de Teledetección. Sevilla, 21-23 octubre 2015.

Otras publicaciones

Artículo

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., 2016. La geografía y los geógrafos ante la reforma universitaria ¿Una oportunidad para definir los contenidos esenciales del Grado en Geografía? Sección “A debate”. Asociación de Geógrafos Españoles.

Ponencia en congreso internacional

GUTÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., GARCÍA, L. V., DE VITA, P., SERRANO, M.S., RAMO, C., GUTIÉRREZ GONZÁLEZ, E., RÍOS, P., PÉREZ-RAMOS, I.M., GÓMEZ-APARICIO, L. y SÁNCHEZ HERNÁNDEZ, M.E., 2014. Influence of multiple stress sources on cork oak seedling susceptibility to *Phytophthora cinnamomi*. 7th Meeting of the International Union of Forest Research Organizations IUFRO Working Party 7/02/09. Esquel (Argentina), 9-14 de noviembre de 2014.

Trabajo Fin de Máster / Diploma de Estudios Avanzados

D. Oliver Gutiérrez Hernández realizó el Trabajo Fin de Máster presentado en la Universidad Córdoba en el Máster Oficial de Posgrado en Cambio Global: Recursos Naturales y Sostenibilidad, con el título de "Aproximación experimental al efecto de la contaminación aviaria del suelo y el escenario hídrico en la germinación y crecimiento del alcornoque (*Q. suber* L.)", obtuvo la calificación de 10 y acreditó la Suficiencia Investigadora (equivalente del Diploma de Estudios Avanzados).

Ponencia en congreso nacional

DOMÍNGUEZ, M.T., GUTIÉRREZ GONZÁLEZ, E., ÁVILA CASTUERA, J.M., GUTÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., GONZÁLEZ DOMÍNGUEZ, B.R., RAMO, C., APONTE, C. y GARCÍA, L. V., 2013. Alteraciones biogeoquímicas mediadas por aves en el alcornocal de la Reserva Biológica de Doñana: efectos en las comunidades microbianas del suelo. XI Congreso Nacional de la Asociación Española de Ecología Terrestre. Pamplona, 6-10 de mayo de 2013.

Ponencia en congreso nacional

GARCÍA, L. V., MELCHIORRE, G., ANGULO, E., GUTÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., MORENO LÓPEZ, A., DÍAZ-DELGADO, R., RAMO, C., DOMÍNGUEZ, M.T. y GÓMEZ APARICIO, L., 2013. Amenazas bióticas sobre el alcornocal centenario de Doñana: ¿demasiadas para sobrevivir? XI Congreso Nacional de la Asociación Española de Ecología Terrestre. Pamplona, 6-10 de mayo de 2013.

Ponencia en congreso nacional

GUTÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., PÉREZ-RAMOS, I.M., CARA GARCÍA, J.S., MORENO LÓPEZ, A., GUTIÉRREZ GONZÁLEZ, E., GIRÓN MORENO, I.F., GONZÁLEZ DOMÍNGUEZ, B.R., RAMO, C., DOMÍNGUEZ, M.T., GÓMEZ APARICIO, L. y GARCÍA, L. V., 2013. Efectos del escenario hídrico y la contaminación aviaria del suelo sobre la emergencia y crecimiento de plántulas de alcornoque: una aproximación experimental. XI Congreso Nacional de la Asociación Española de Ecología Terrestre. Pamplona, 6-10 de mayo de 2013.

Ponencia en congreso internacional

DOMÍNGUEZ, M.T., SÁNCHEZ HERNÁNDEZ, M.E., GUTIÉRREZ GONZÁLEZ, E., ÁVILA CASTUERA, J.M., GUTÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., GONZÁLEZ DOMÍNGUEZ, B.R., RAMO, C. y GARCÍA, L. V., 2013. Soil microbial activity and functional diversity in declining cork oak forests (Doñana National Park, SW Spain). V International Conference on Environmental Industrial and Applied Microbiology. Madrid, 2-4 de octubre 2013.

Ponencia en congreso nacional

GARCÍA, L. V., GUTÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., RAMO, C. y SÁNCHEZ HERNÁNDEZ, M.E., 2013. El decaimiento del alcornocal de la Pajarera de Doñana en un contexto de cambio global: una aproximación experimental

(DECALDO). Jornadas de Investigación en la Red de Parques Nacionales. Organismo Autónomo Parques Nacionales (España). Caldes de Boi, 2-4 de octubre 2013.

Ponencia en congreso internacional

GARCÍA, L. V., DE VITA, P., GUTÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., SERRANO, M.S., RAMO, C. y SÁNCHEZ HERNÁNDEZ, M.E., 2013. Does increasing stress affect oak seedling susceptibility to a lethal invasive alien? Ecogenes Conference. Adapting to global change in the Mediterranean hotspot. Sevilla, 18-20 de septiembre de 2013.

Ponencia en congreso internacional

GUTÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., GARCÍA, L. V., PÉREZ-RAMOS, I.M., RAMO, C., CARA GARCÍA, J.S., GUTIÉRREZ GONZÁLEZ, E., GIRÓN MORENO, I.F., MORENO LÓPEZ, A., SÁNCHEZ HERNÁNDEZ, M.E. y GÓMEZ APARICIO, L., 2013. Wading bird detritus impair seedling root growth in a unique centenarian cork oak population: implications for forest regeneration. 7th meeting of the IOBC-WPRS. Group «Integrated Protection in Quercus spp. Forests». Avignon, 7-11 de octubre de 2013.

Ponencia en congreso internacional

GARCÍA, L. V., RAMO, C., DOMÍNGUEZ, M.T., GUTÉRREZ-HERNÁNDEZ, O., PÉREZ-RAMOS, I.M., GUTIÉRREZ GONZÁLEZ, E., CARA GARCÍA, J.S., MORENO LÓPEZ, A., GÓMEZ APARICIO, L. y SÁNCHEZ HERNÁNDEZ, M.E., 2013. A multiple-threatened centenarian cork oak population at the heart of a World Heritage site: how can we manage it to prevent extinction? 7th meeting of the IOBC-WPRS. Group «Integrated Protection in Quercus spp. Forests». Avignon, 7-11 de octubre de 2013.