

Geografía, cambio global y sostenibilidad. Comunicaciones del XXVII Congreso de la Asociación Española de Geografía

Tomo I
**Naturaleza, transformación
territorial y paisaje**

Geografía, cambio global y sostenibilidad. Comunicaciones del XXVII Congreso de la Asociación Española de Geografía

Tomo I
**Naturaleza, transformación
territorial y paisaje**

Título: Geografía, cambio global y sostenibilidad. Comunicaciones del XXVII Congreso de la Asociación Española de Geografía. Tomo I. Naturaleza, transformación territorial y paisaje

Ubicación y desarrollo del congreso: Ciudad de San Cristóbal de La Laguna (Tenerife), del 14 al 17 de diciembre de 2021

Edición: Asociación Española de Geografía, AGE y Departamento de Geografía e Historia de la Universidad de La Laguna

Editor: José-León García Rodríguez

Coordinadores: María del Carmen Díaz Rodríguez, Amalia Yanes Luque, Abel López Díez, Jaime Díaz Pacheco, Javier Dóniz Páez, Moisés Simancas Cruz, Israel García Cruz y Vicente M. Zapata Hernández

© De los autores

<https://xxviicongresodegeografia.es>

Financiación: Área de Desarrollo Sostenible y Lucha Contra el Cambio Climático del Cabildo Insular de Tenerife

Diseño y maquetación: Javier Cabrera DG

DOI: <http://doi.org/10.25145/c.27.Asociacion.Geografia.2021.14>

ISBN: 978-84-123678-8-1

Índice de comunicaciones

Tomo I

Naturaleza, transformación territorial y paisaje

Introducción general: Geografía, cambio global y sostenibilidad 11

1.1 Actividad humana e impacto ambiental

(COM_1255_11) CONSECUENCIAS DE LOS CAMBIOS DE USOS DEL SUELO EN LA DINÁMICA NATURAL DE LOS SISTEMAS SEDIMENTARIOS EÓLICOS ÁRIDOS DE LAS ISLAS CANARIAS (ESPAÑA) 13

Néstor Marrero-Rodríguez, Leví García-Romero y Emma Pérez-Chacón Espino

(COM_1272_11) EL MAGNETISMO DE LOS ENCLAVES NATURALES COMO PROPICIADOR DE LOS ESPACIOS RURURBANOS EN LA REGIÓN METROPOLITANA DE SANTIAGO, CHILE 25

Víctor Jiménez Barrad y Javiera Larraín Suckel

(COM_1276_11) LAS LIMITACIONES DE LOS ESTUDIOS DE VISIBILIDAD EN EL ANÁLISIS DEL IMPACTO PAISAJÍSTICO. ESTUDIO DE CASO APLICADO A UNA POSIBLE INSTALACIÓN FOTOVOLTAICA EN EL PARQUE NACIONAL DEL TEIDE (TENERIFE, ESPAÑA) 43

Juan Israel García Cruz y Miguel Francisco Febles Ramírez

(COM_1286_11) APROXIMACIÓN A LA VALORACIÓN DEL COMPONENTE PAISAJÍSTICO EN LA OFERTA INMOBILIARIA EN ESPACIOS TURÍSTICOS LITORALES MEDITERRÁNEOS 65

Matías Mérida Rodríguez, Hugo Castro Noblejas y Darío Gumiel Muñoz

(COM_1305_11) RECURSOS PARA EL VOLCANO TURISMO EN LOS GEOSITIOS GLOBALES DE CANARIAS 83

Javier Dóniz Páez, Esther Beltrán Yanes, Rafael Becerra Ramírez y Nemesio Pérez Rodríguez

(COM_1308_11) HUMEDALES TEMPORALES DEL SUR DE CÓRDOBA: PROPUESTAS PARA LA CATALOGACIÓN Y PROTECCIÓN 95

Miguel Tierno-Galán, María Luisa Ramírez-López, Juan de la Cruz Merino y Rafael F. Vega-Pozuelo

(COM_1334_11) METODOLOGÍA PARA CARTOGRAFIAR Y CUANTIFICAR EL PAISAJE DEGRADADO INSULAR. APLICACIÓN A LA INTERFAZ URBANO-RURAL DE SANTA CRUZ DE TENERIFE 111

Miguel Ángel Mejías Vera y Víctor Manuel Romero Jiménez

(COM_1337_11) MERCANTILIZACIÓN O DERECHO A LA ISLA: PROTESTA CONTRA LA CONSTRUCCIÓN DE UN HOTEL EN LA TEJITA (GRANADILLA DE ABONA, TENERIFE) 129

Fernando Sabaté Bel y Alejandro Armas Díaz

(COM_1349_11) LA METROPOLIZACIÓN Y LOS CAMBIOS EN EL PAISAJE DEL TERRITORIO CÁNTABRO 143

Sara Lagüera Díaz

(COM_1360_11) ENFOQUE SOCIO-ECOLÓGICO PARA DELIMITAR LAS ZONAS COSTERAS Y MARINAS DE ANDALUCÍA	155
María de Andrés García, Juan Manuel Barragán Muñoz, Javier García Sanabria y Javier García Onetti	
(COM_1362_11) TRANSFORMACIONES SOCIO-ECOLÓGICAS EN SISTEMAS SEDIMENTARIOS COSTEROS EN LOS SIGLOS XX Y XXI: LOS CASOS DEL DELTA DEL LLOBREGAT (CATALUÑA) Y DE GUANARTEME (ISLAS CANARIAS)	171
Aarón Moisés Santana Cordero, Carla García Lozano, Francesc Xavier Roig-Munar y Josep Pintó	
(COM_1390_11) LA RENATURALIZACIÓN DEL RÍO MANZANARES EN LA CIUDAD DE MADRID. CARACTERÍSTICAS DEL PROYECTO Y EFECTO SOBRE LAS AVES INVERNANTES	183
Pedro Molina Holgado, Íñigo Vicente Hernández, Fernando Allende Álvarez, Ana Belén Berrocal Menárguez y Lara Jendrzyczkowski Rieth	
(COM_1398_11) METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN DEL PELIGRO DE CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS POR NITRATOS EN ESPACIOS RURALES APLICACIÓN AL ACUÍFERO DE GALLOCANTA (ARAGÓN, ESPAÑA)	203
José María Orellana Macías, María Jesús Perles Roselló y Jesús Causapé Valenzuela	
(COM_1400_11) ACTIVIDADES MARÍTIMAS EN LAS ISLAS CANARIAS: EVALUANDO SUS PRESIONES ACUMULATIVAS SOBRE LOS ECOSISTEMAS MARINOS	215
Victor Cordero-Peñín, Andrej Abramic, Alejandro García y Ricardo Haroun Trabaue	
(COM_1410_11) EL PAPEL DE LA REGLA 30/30/30 EN LOS INCENDIOS FORESTALES. EL CASO DE LAS PROVINCIAS DE HUELVA Y SEVILLA	227
María del Pilar Díaz Cuevas y Natalia Limones Rodríguez	
(COM_1442_11) ESTRATEGIA DEL LÍMITE URBANO PARA CONTROLAR EL CRECIMIENTO URBANO: EL CASO DE LA REGIÓN METROPOLITANA DE SANTIAGO DE CHILE	243
Juan Pablo Schuster Olbrich, Carme Miralles-Guasch, Guillem Vich Callejo y Luis Fuentes Arce	
(COM_1458_11) CAPACIDAD DE CARGA TURÍSTICA DE LAS PLAYAS DEL PARQUE REGIONAL SALINAS Y ARENALES DE SAN PEDRO DEL PINATAR, SURESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA	257
Diana Hernández Mármol, Daniel Ibarra Marina, Pedro Escudero Lozano, Gustavo Ballesteros Pelegrín y Francisco Belmonte Serrato	
(COM_1462_11) LAS SEQUÍAS PLUVIOMÉTRICAS FLASH EN EL MUNDO	267
Natalia Limones y Pilar Díaz Cuevas	
(COM_1474_11) PROPUESTA METODOLÓGICA PARA LA EVALUACIÓN DE SUPERFICIES SELLADAS MEDIANTE TELEDETECCIÓN: EL CASO DEL MUNICIPIO DE MAZARRÓN (MURCIA)	283
Emilio José Illán Fernández, Alfredo Pérez Morales y Asunción Romero Díaz	

1.2 Cambio global y emergencia climática

(COM_1274_12) VARIABILIDAD DE LOS RECURSOS HÍDRICOS EN RÉGIMEN NATURAL DE LA PENÍNSULA IBÉRICA (1952-2017)	295
Amar Halifa-Marín, Miguel Ángel Torres-Vázquez, Marc Lemus-Cánovas, Pedro Jiménez-Guerrero y Juan Pedro Montávez	
(COM_1282_12) ANÁLISIS DE LA INCIDENCIA DEL EPISODIO DE LLUVIAS OROGRÁFICAS DEL 14 AL 19 DE NOVIEMBRE DE 2018 EN LA REGIÓN DE MURCIA	311
Juan Antonio Amor Jiménez, Javier Martí Talavera y Víctor Ruiz Álvarez	
(COM_1298_12) EFECTOS DEL CAMBIO GLOBAL EN EL PAISAJE ECOGEOGRÁFICO DE DOS CUENCAS MEDITERRÁNEAS EN EL SUR DE ESPAÑA	323
José A. Silero Medina, Juan F. Martínez Murillo y José D. Ruiz Sinoga	

(COM_1303_12) MAPA DE ACTORES PARA LA TRANSICIÓN ENERGÉTICA DE LA CIUDAD DE VALENCIA Sergio Segura Calero y Guillermo Palau-Salvador	341
(COM_1389_12) ANÁLISIS DE LOS CAMBIOS EN EL USO DEL SUELO AGRARIO Y SU RELACIÓN CON LA EVOLUCIÓN DE LAS CONDICIONES CLIMÁTICAS EN EL ÁMBITO MEDITERRÁNEO ANDALUZ DURANTE LOS ÚLTIMOS 30 AÑOS (1991-2021) Federico B. Galacho-Jiménez, José D. Ruiz-Sinoga y José M. Senciales-González	353
(COM_1428_12) EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LAS SEQUÍAS EN LA CABECERA DE LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA (1940-2019) Víctor Ruiz Álvarez, Ramón García Marín y Francisco Belmonte Serrato	371
(COM_1460_12) LA CLASE DE GEOGRAFÍA EN TIEMPOS DE PANDEMIA DE LA COVID-19: EL CONOCIMIENTO GEOGRÁFICO EN LA EDUCACIÓN FORMAL Y LOS RETOS PARA LOS PROFESORES Verena Reinke	387
(COM_1461_12) ANÁLISIS COMPARADO DE LA TEMPERATURA DE SUPERFICIE Y TEMPERATURA DEL AIRE DE LA ISLA DE CALOR URBANO DE ZARAGOZA Samuel Barrao Simorte, Roberto Serrano Notivoli, Miguel Ángel Sanz Sánchez y José María Cuadrat Prats	399
(COM_1481_12) EL GLACIARISMO CUATERNARIO DE LAS SIERRAS DE ANCARES, COUREL Y RAÑADOIRO, Y DE LOS MONTES DE ORIBIO: UNA REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA Benjamín González Díaz, Jesús Ruiz Fernández y Augusto Pérez Alberti	417
(COM_1518_12) ESTRUCTURAS ESPACIALES URBANAS Y EMISIONES DE CO ₂ : UN ANÁLISIS EMPÍRICO EN LAS CIUDADES DE SIETE PAÍSES LATINOAMERICANOS Rafael Van der Borgh y Montserrat Pallarès Barberà	431
1.3 Recursos, riesgos y estrategias de adaptación y recuperación	
(COM_1251_13) LA DESALINIZACIÓN Y LA DEPURACIÓN COMO FUNDAMENTOS DEL NUEVO CICLO DEL AGUA EN LAS ISLAS CANARIAS José-León García Rodríguez	445
(COM_1266_13) ORDENAR EL TERRITORIO PARA LA ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO. RECUPERACIÓN DE SISTEMAS DE CAPTACIÓN, DERIVACIÓN Y ACUMULACIÓN DE PLUVIALES Encarnación Gil-Meseguer y José María Gómez-Espín	463
(COM_1316_13) POTENCIALIDAD DE LA GENERACIÓN DE ÍNDICES DE CAMBIO ESTRUCTURAL MEDIANTE LA UTILIZACIÓN DE MÉTRICAS LIDAR PRE Y POST INCENDIO PARA EL ANÁLISIS DE LA SEVERIDAD EN BOSQUES DE <i>PINUS CANARIENSIS</i> Eduardo Martínez Díaz, María Teresa Lamelas Gracia y Antonio Luis Montealegre Gracia	477
(COM_133_13) ANÁLISIS DE LA TRANSFORMACIÓN TERRITORIAL EN LA RAMBLA DE CASTELLAR (CREVILLEN, ALICANTE) Antonio Vicente Galván Vicente, Esther Sánchez Almodóvar y Javier Martí Talavera	489
(COM_1393_13) SELECCIÓN DE CARACTERÍSTICAS DE ESPECTRORRADIOMETRÍA PARA EL MODELADO PREDICTIVO DE VARIABLES EDÁFICAS EN SIERRA DE LAS NIEVES: UNA APROXIMACIÓN DESDE EL MACHINE LEARNING Francisco M. Canero, Víctor F. Rodríguez Galiano, David Aragonés y Miguel A. García Pérez	509
(COM_1431_13) LA CONTINUIDAD FORESTAL COMO DESAFÍO A LOS INCENDIOS EN LAS COMARCAS DE MONTAÑA DE CATALUÑA (1993-2018) Anna Badia	523

(COM_1436_13) EVALUACIÓN DEL RIESGO DE INUNDACIÓN EN EL MUNICIPIO DE SANTA CRUZ DE TENERIFE 539

Abel López Díez, Jaime Díaz Pacheco, Daniella Ghersi Da Gama, Pedro Dorta Antequera y Nerea Martín Raya

(COM_1489_13) ESTIMACIONES DE LA DISTRIBUCIÓN DE LA POBLACIÓN EN EL ANÁLISIS DE RIESGOS COSTEROS ASOCIADOS AL CAMBIO CLIMÁTICO EN CANARIAS 555

Nicolás Ferrer Valero y Gustavo Herrera de Lamo

(COM_1512_13) DESAFÍOS Y RIESGOS DEL PAISAJE ATERRAZADO EN UN CONTEXTO DE CAMBIO GLOBAL: GRAN CANARIA (CANARIAS) Y LA MARINA BAIXA (COMUNIDAD VALENCIANA), ESPAÑA 567

Sabina Asins Velis, Ascensión Padilla Blanco y Lidia Esther Romero Martín

1.4 Medio natural, biodiversidad y paisaje

(COM_1254_14) LA DIVERSIDAD DEL GÉNERO *ROSA L.* EN LAS VÍAS PECUARIAS Y CAMINOS RURALES DE LA RAMPA MERIDIONAL DEL SISTEMA CENTRAL. ANÁLISIS DE CASOS 583

Pedro Molina Holgado, Fernando Allende Álvarez, Alfredo Ortega Morejón, Nieves López Estébanez y Miguel del Corro Toro

(COM_1271_14) ANÁLISIS DE LA FILIACIÓN COROLÓGICA DE LOS TAXONES DE LAS DEHESAS Y EL MONTE MEDITERRÁNEO DE LA PROVINCIA DE CIUDAD REAL 599

María Cristina Díaz Sanz y Pedro José Lozano Valencia

(COM_1278_14) LAS DEPURADORAS DE LAGUNAJE, LUGARES ALTERNATIVOS DE REPRODUCCIÓN PARA LAS AVES ACUÁTICAS ANTE LA CRISIS CLIMÁTICA: UN ESTUDIO EN LA PROVINCIA DE TOLEDO (ESPAÑA CENTRAL) 615

Tomás Velasco Tejada, Pedro Molina Holgado, Fernando Allende Álvarez y Nieves López Estébanez

(COM_1300_14) LAS TURBERAS DE LA CORDILLERA DE TALAMANCA (COSTA RICA): DIVERSIDAD BIOLÓGICA Y GESTIÓN 633

Frank González Brenes, Yazmín León Alfaro y Nieves López Estébanez

(COM_1306_14) LOCALIZACIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS PARA EL MONITOREO FENOLÓGICO DEL BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA EN EL CENTRO DE VERACRUZ, MÉXICO 651

David Aragonés, Víctor F. Rodríguez-Galiano y Marco A. Espinoza-Guzmán

(COM_1307_14) VALORACIÓN BIOGEOGRÁFICA DEL ROBLLEDAL DE *QUERCUS PETRAEA* DEL MONCAYO A TRAVÉS DE LA METODOLOGÍA LANBIOEVA 663

Pedro José Lozano Valencia, María Cristina Díaz Sanz y Asier Lozano Fernández

(COM_1326_14) VALORACIÓN ZOOGEOGRÁFICA DE LA FAUNA VERTEBRADA DEL PAISAJE DE BOCAGE DE SANTIAGOMENDI (ASTIGARRAGA-GIPUZKOA) 681

Pedro J. Lozano Valencia, Asier Lozano Fernández, Rake! Varela Ona y Guillermo Meaza Rodríguez

(COM_1328_14) ANÁLISIS MULTIPROXY PARA LA RECONSTRUCCIÓN PALEOBIOGEOGRÁFICA DE LOS BOSQUES DE LA SERRANÍA DE RONDA (CORDILLERA BÉTICA, ESPAÑA) 697

Rubén Pardo Martínez, José Antonio Olmedo Cobo, José Gómez Zotano y Francisca Alba Sánchez

(COM_1347_14) EL USO DE MÉTODOS MORFOMÉTRICOS CUANTITATIVOS INDIRECTOS EN EL ESTUDIO DE LAS BASES GEOMORFOLÓGICAS DE LOS PAISAJES NATURALES EN ÁMBITOS MONTAÑOSOS. CASO DE ESTUDIO EN LA SIERRA DE GUADARRAMA 715

Roberto García Esteban

(COM_1367_14) DISEÑO DE CORREDOR BIOLÓGICO PARA EL YAGUARETÉ (*PANTHERA ONCA*) EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA DEL CHACO (PARAGUAY) 733

Monserrat García-Calabrese, Diana Paiva Galeano, Víctor Fariña Gonzales y Griselda Zarate-Betzel

(COM_1368_14) CARACTERIZACIÓN DE UN ÁREA DE PINAR DE LA SIERRA DE SALINAS (ALICANTE, ESPAÑA) MEDIANTE EL MÉTODO DE INVENTARIO DE FANERÓFITOS Y CAMÉFITOS Ana María Merenciano González y María Ascensión Padilla Blanco	751
(COM_1399_14) CARACTERIZACIÓN Y EVOLUCIÓN DE LA FRANJA LITORAL DE LA ISLA DE AROUSA (PONTEVEDRA) Daniel Cajade Pascual, Ramón Blanco-Chao y Manuela Costa Casais	769
(COM_1449_14) EL PLAN DE PAISAJE Y ZONA TAMPÓN DEL BIEN PIRINEOS-MONTE PERDIDO Paloma Ibarra Benlloch y Elena Villagrasa Ferrer	783
(COM_1485_14) ESTIMACIÓN DE LA BIOMASA AÉREA DEL MONTEVERDE EN EL ENTORNO DEL PARQUE NACIONAL DE GARAJONAY EN LA ISLA DE LA GOMERA (ISLAS CANARIAS), ENFOCADA A LA ORDENACIÓN DE LOS APROVECHAMIENTOS FORESTALES Jesús Parada Díaz, Ángel Fernández López, Luis Gómez y Juana María González Mancebo	801
(COM_1486_14) REINTERPRETANDO LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS DESDE LA ECOLOGÍA POLÍTICA: ¿ES LA NORMATIVA SOBRE EL EUCALIPTO EN GALICIA Y LA ESPAÑA OBSOLETA? Diego Cidrás	817
(COM_1505_14) EL ESTUDIO DEL PAISAJE Y SU RELACIÓN CON EL PATRIMONIO CAMINERO DE TENERIFE José Juan Cano Delgado	827
(COM_1516_14) TRANSECTO PEDOANTRACOLÓGICO EN EL MACIZO ASTURIANO: PRIMEROS RESULTADOS SOBRE LA EVOLUCIÓN DEL PAISAJE VEGETAL Salvador Beato Bergua, Raquel Cunill Artigas, Salvia García Álvarez, José Luis Marino Alfonso, Miguel Ángel Poblete Piedrabuena y Carmen Rodríguez Pérez	843
(COM_1456_14) CARTOGRAFÍA DE PRADERAS MARINAS EN PLAYAS SUMERGIDAS DEL MEDITERRÁNEO, UTILIZANDO ALGORITMOS DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL E IMÁGENES DE SATELITE MULTIESPECTRALES Pedro Escudero Lozano, Daniel Ibarra Marinas, Diana Hernández Mármol, Gustavo Ballesteros Pelegrín y Álvaro Jara Nicolás	855

Introducción general: Geografía, cambio global y sostenibilidad

La Geografía, como Ciencia de los Territorios a escala global, regional o local, no debe permanecer al margen de los graves problemas socioeconómicos y medioambientales que afectan al planeta en este momento, ni de los procesos que lo transforman, ante el deterioro general de la biosfera y el riesgo de colapso del espacio humanizado; ni tampoco puede ser ajena al estudio de los fenómenos que, ligados sobre todo a la acción humana, alteran el complejo equilibrio de un sistema como el terrestre, regulado por umbrales críticos.

La Geografía académica y profesional muestra desde hace tiempo su implicación creciente en el tratamiento de los temas de mayor preocupación general, como el cambio climático, convertido ya en emergencia climática por la rapidez, intensidad y generalización de sus secuelas. Incorpora también a su labor el examen de la necesaria sostenibilidad económica de los modelos de desarrollo, el esperado uso de las energías renovables y el débil cumplimiento de los acuerdos internacionales sobre la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero. Contempla asimismo en su agenda la preocupante vulnerabilidad territorial y social de numerosas poblaciones, a deseada movilidad sostenible de personas y mercancías, la reclamada soberanía alimentaria vinculada a la multifuncionalidad de los espacios rurales y el vaciamiento demográfico de los territorios desligados de las grandes aglomeraciones urbanas. No olvida, tampoco, la difícil gestión de la gran cantidad de datos generados por millones de dispositivos de comunicación, que resultan imprescindibles para mejorar la comprensión de la realidad, hacer nuevas proyecciones y tomar decisiones más y mejor fundadas acerca del comportamiento espacio-temporal de los seres humanos.

Las investigaciones sobre estas y otras cuestiones revelan que la Tierra está sufriendo, a la luz de la dinámica natural registrada en los últimos 500.000 años, un «cambio global»; cambio que aparece como uno de los grandes retos planetarios, al tiempo que acapara la atención científica, mediática y popular en los debates sobre la evolución económica, el bienestar, la seguridad y la cultura de la población. Ante esta tesitura los desafíos se suceden, pues, junto a la degradación ambiental, la reducción del crecimiento, el aumento de la pobreza, la disminución de la seguridad alimentaria, la preocupación por la salud de las poblaciones y los desplazamientos masivos, aparece la necesidad de atenuar los riesgos, mitigar las desigualdades económicas, sociales y de género y reforzar las capacidades institucionales y la solidaridad global, como recogen los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de las Naciones Unidas, que reclaman cambios de alcance mundial.

El análisis de los resultados de dichos objetivos amplía la labor de la Geografía y la implica más en el desarrollo territorial. A ello contribuye la generalización de las TIC en la vida cotidiana, registrando datos sobre la expansión de la ciudad, la contaminación del aire, la movilidad urbana o los hábitos de consumo de la población. Al margen de su obtención mayoritaria de modo pasivo y de su traza digital

en forma de big data, lo cierto es que estas nuevas fuentes de información abren a la disciplina geográfica nuevas oportunidades para la investigación y el conocimiento del mundo en el que vivimos y también para impulsar la innovación temática y metodológica.

En este contexto de preocupaciones y ocupaciones, la importancia de los espacios insulares ante los efectos del cambio global es innegable. Aun cuando el aislamiento ha protegido muchos de sus ecosistemas, su vulnerabilidad actual es evidente frente al aumento de la temperatura del aire, la reducción de las precipitaciones y la elevación del nivel del mar. En consecuencia, preocupan los potenciales impactos que entrañan sus visibles efectos en su ecología y economía, sobre todo en las islas en las que el turismo es su sector productivo por excelencia, como ocurre en Baleares y Canarias.

El tratamiento de estas cuestiones requiere de la Geografía un esfuerzo metodológico y analítico sin precedentes, y probablemente la formulación de nuevos paradigmas, que expliquen la compleja realidad del mundo actual desde una perspectiva territorial, y también una mayor implicación académica y profesional en la resolución de sus graves problemas. En ello se ha centrado el XXVII Congreso de Geografía que, organizado por la Asociación Española de Geografía y el Departamento de Geografía e Historia de la Universidad de La Laguna, ha tenido lugar del 14 al 17 de diciembre de 2021 en San Cristóbal de La Laguna (Tenerife). Los contenidos desarrollados durante su celebración, seleccionados por su interés científico en relación con los ODS, se agrupan en los siguientes cuatro ejes y en sus correspondientes **líneas temáticas**:

1. Naturaleza, transformación territorial y paisaje

- 1.1 Actividad humana e impacto ambiental
- 1.2 Cambio global y emergencia climática
- 1.3 Recursos, riesgos y estrategias de adaptación y recuperación
- 1.4 Medio natural, biodiversidad y paisaje

2. Territorio, desigualdad y enfermedades

- 2.1 Movilidad, sistemas de transporte, globalización y difusión de enfermedades
- 2.2 El impacto de la COVID-19
- 2.3 Desigualdad, pobreza, vulnerabilidad social y género
- 2.4 Ayuda al desarrollo y cooperación internacional
- 2.5 Cambio demográfico y migraciones

3. Desarrollo territorial, sostenibilidad y calidad de vida

- 3.1 Estrategias de desarrollo, participación social, ordenación territorial y gobernanza
- 3.2 Territorios rurales y sistemas productivos locales
- 3.3 Ciudades, movilidad urbana y servicios
- 3.4 Turismo y patrimonio

4. Innovación e inteligencia territorial

- 4.1 Nuevas fuentes de información, big data y entornos cloud
- 4.2 Innovaciones técnicas para el estudio, la enseñanza, la planificación y la gestión del territorio
- 4.3 Inteligencia territorial, innovación social y desarrollo económico
- 4.4 Sociedad de la información, globalización, geopolítica y ciberespacio

LAS CONSECUENCIAS DE LOS CAMBIOS DE LOS USOS DEL SUELO EN LOS SISTEMAS SEDIMENTARIOS EÓLICOS ÁRIDOS DE LAS ISLAS CANARIAS.

LAND USE CHANGE CONSEQUENCES IN THE ARID AEOLIAN SEDIMENTARY SYSTEMS OF THE CANARY ISLANDS.

Néstor Marrero-Rodríguez¹, Leví García-Romero², Emma Pérez-Chacón Espino³

1 Grupo de Geografía Física y Medio Ambiente, Instituto de Oceanografía y Cambio Global, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. nestor.marrero102@alu.ulpgc.es. <https://orcid.org/0000-0002-1173-7855>

2 Grupo de Geografía Física y Medio Ambiente, Instituto de Oceanografía y Cambio Global, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. levi.garcia@ulpgc.es

3 Grupo de Geografía Física y Medio Ambiente, Instituto de Oceanografía y Cambio Global, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. emma.perez-chacon@ulpgc.es

Resumen

Los sistemas sedimentarios eólicos áridos en Canarias han sufrido notables impactos ambientales. La transición desde los usos humanos tradicionales a otros usos más recientes, ha generado una serie de cambios ambientales que se reflejan tanto en la vegetación como en la dinámica sedimentaria eólica. El objetivo de esta investigación es reconstruir y analizar estos procesos y conocer la capacidad de respuesta de estos ecosistemas ante las alteraciones antropogénicas. La metodología utilizada para hacer la reconstrucción histórica de los usos del suelo y sus consecuencias socio-ambientales combina fuentes históricas y actuales bajo el marco de *Historical ecology*. Se han analizado los usos históricos del suelo y se han evaluado las consecuencias ambientales sobre los sistemas estudiados. Los principales resultados muestran que el uso de la vegetación fue determinante en la transformación de los sistemas entre 1750 y 1960 para El Jable y Jandía; mientras que, para El Médano, la extracción de áridos y la creación de un aeródromo son responsables de la alteración del sistema sedimentario. En los tres sistemas, cuando cesan los usos del suelo y los sistemas se protegen, aunque se constata una recuperación, también aparecen nuevos impactos ambientales y el legado de los ya existentes es aún notorio.

Palabras clave: sistema sedimentario eólico árido, Jandía, El Médano, El Jable, usos del suelo, ecología histórica.

ABSTRACT

The arid aeolian sedimentary systems in the Canary Islands have suffered notable environmental impacts. The transition from traditional land uses to other more recent uses has generated a series of environmental changes that are reflected both in the vegetation and in the aeolian sedimentary dynamics. The aim of this research is to reconstruct and analyze these processes and to know the response capacity of these ecosystems to anthropogenic alterations. The methodology used to make the historical reconstruction of land uses and their socio-environmental consequences combines historical and current sources under the framework of *Historical ecology*. The historical land uses have been analyzed and the environmental consequences on the studied systems have been evaluated. The main results show that the use of vegetation was decisive in the transformation of the systems between 1750 and 1960 for El Jable and Jandía; while, for El Médano, the extraction of aggregates and the creation of an aerodrome are responsible for the alteration of the sedimentary system. In all three systems, when land uses cease and the systems are protected, although there is a recovery, new environmental impacts also appear and the legacy of the existing ones is still notorious.

Keywords: aeolian sedimentary system, Jandía, El Médano, El Jable, land uses, historical ecology.

1. INTRODUCCIÓN

En Canarias, los sistemas sedimentarios eólicos costeros árido (SSECA), han sufrido numerosos impactos a lo largo de la historia que han determinado cambios importantes en su paisaje actual. Estos impactos están relacionados de un lado con los usos tradicionales como la extracción de combustible o el pastoreo y, de otro, con usos recientes como la extracción de áridos, el tránsito de personas y vehículos rodados, la urbanización y los usos recreativos entre los que destacan el turismo de sol y playa (García-Romero et al. 2016, 2019; Marrero-Rodríguez et al. 2020a, b). En líneas generales la acción humana ha provocado una reducción de la superficie ocupada por estos sistemas sedimentarios eólicos, cambios en las geoformas o removilización de los sedimentos (Marrero-Rodríguez et al., 2020a), entre otros.

En este contexto, los objetivos de la presente investigación es reconstruir, analizar y discutir la evolución de los usos del suelo de tres sistemas sedimentarios eólicos costeros áridos, y la evolución de su dinámica natural.

2. METODOLOGÍA

Para cumplir con los objetivos propuestos en esta investigación, se desarrolla una metodología que combina fuentes históricas (documentos históricos, fotografías aéreas y/o comunes y fuentes orales) y actuales (ortofotos y datos LiDAR proporcionados por el Plan Nacional de Ortofotogrametría Aérea (PNOA), y trabajo de campo), para, en primer lugar, reconstruir los usos del suelo que se han sucedido en los 3

sistemas sedimentarios eólicos áridos de Canarias (Jandía, El Jable y El Médano), que no han sido estudiados hasta ahora bajo un marco de Ecología Histórica, y en segundo lugar, analizar a diferentes escalas espacio-temporales las principales consecuencias socio-ambientales asociadas. A continuación, se detallan especialmente las fuentes históricas consultadas en cada SSECA estudiado.

Para la reconstrucción de los usos del suelo de Jandía se usaron numerosos documentos históricos del archivo histórico de Fuerteventura y del archivo de la Universidad de La Laguna. Uno de los documentos históricos más importantes para esta obra fue un informe redactado por el secretario del municipio de Pájara, Sr. Justo P. Villalba, en 1868, titulado “Descripción de la Dehesa de Jandía”, que considera los usos y posibilidades de explotación de esta finca a mediados del siglo XIX. Cabe señalar que la Dehesa de Jandía era más extensa que la zona actualmente conocida como Istmo de Jandía, ya que ocupaba aproximadamente 200 km². Además, se analizaron las actas oficiales del Cabildo de Fuerteventura y las normas para la gestión de la Dehesa, redactada por su propietario el Sr. Gustavo Winter.

En el caso de El Jable, se utilizaron obras históricas y testimonios de viajeros, así como las actas del Gobierno de la Isla de Lanzarote del siglo XVII (Bruquetas de Castro, 1997) y las actas de los plenos del Ayuntamiento de Tegüise (1610-2006). También se consultaron seis entrevistas grabadas, extraídas del proyecto “Rescatando historias de vida” del Servicio de Patrimonio Histórico del Cabildo de Lanzarote publicado en 2010. Los entrevistados eran agricultores que cultivaban en el sistema sedimentario eólico y habían nacido entre 1920 y 1940.

Finalmente, para El Médano, se han analizado numerosos documentos históricos de diversa procedencia recogidos en el archivo municipal de Granadilla de Abona y el archivo de la Asociación Amigos de la Naturaleza de Tenerife (ATAN). También se utilizaron fotografías de campo históricas para visualizar y determinar el estado del sistema en el pasado. Estas fueron encontradas en archivos privados, el fondo fotográfico de ATAN y los fondos de la Fundación para la Etnografía y el Desarrollo de la Artesanía Canaria (FEDAC). Además, en todos los casos se utilizó la herramienta de búsqueda Jable para buscar y revisar artículos relevantes en la prensa local y obtener información de los registros del Boletín Oficial del Gobierno de Canarias sobre las licencias para la extracción de áridos.

3. ÁREA DE ESTUDIO

3.1. JANDÍA

El Istmo de Jandía, con una extensión de 54 km², está situado en la costa sur de la isla de Fuerteventura, entre los antiguos macizos de Jandía y Betancuria (Fig. 1). Las principales características de esta zona son su escasa altitud y su relieve ligeramente irregular, en contraste con los antiguos macizos circundantes. El basamento, formado hace entre 20,7 y 14,2 Ma, está compuesto por lava basáltica alcalina y piroclásticos de una erupción del Mioceno del estratovolcán de Jandía (Coello et al., 1992). El istmo está cubierto por arena, predominantemente biogénica, que está sujeta a un transpor-

te eólico casi continuo por los vientos dominantes del NO. Las principales morfologías dunares son nebkhas, una duna rampante en el límite sur del lado de barlovento y dos dunas de caída en Sotavento (Alcántara-Carrió, 2003). La fuente dominante de las partículas transportadas es la erosión de los depósitos de eolianitas y costras calcáreas cuaternarias ubicadas en la parte interior del istmo, mientras que los aportes arenosos más escasos provienen de las playas actuales o la erosión de los materiales que constituyen los acantilados de Barlovento (Alcántara-Carrió, 2003). El transporte eólico se realiza en dirección SSE (Alcántara-Carrió y Alonso, 2002). El clima de la zona se ha definido como desierto cálido con marcada aridez (Alonso et al., 2011). Las escasas y muy irregulares precipitaciones se concentran en pocos días al año y no suelen superar los 100 mm. Las altas temperaturas (con promedios anuales en torno a los 20°C), la intensa insolación y los fuertes y frecuentes vientos provocan una elevada evaporación (Alcántara-Carrió, 2003). La vegetación es escasa, la cobertura del suelo es limitada y las plantas, en general, no superan el estrato arbustivo. Hay tres tipos de vegetación en el istmo que reflejan los diferentes hábitats: psamófitos en las áreas de arenas móviles; halófitas, concentradas en las zonas costeras de Sotavento donde la salinidad y las inundaciones mareales son habituales; y matorrales de *Chenopodiaceae* sobre costras calcáreas y afloramientos rocosos (Martín-Esquivel et al., 1995).

3.2. El Jable

El sistema sedimentario eólico de El Jable (Fig. 1) ocupa actualmente un área de 90 km² y un ancho que varía entre 10 km en su sector norte y 4 km en su sector sur. El transporte de arena se produce desde la zona de entrada de sedimentos (Caleta de Famara, N-NE) hacia el sector de sotavento (Arrecife, S), atravesando la parte central de Lanzarote en una longitud aproximada de 21 km y cubriendo áreas pertenecientes a cuatro municipios (Tinajo, Teguiise, San Bartolomé y Arrecife).

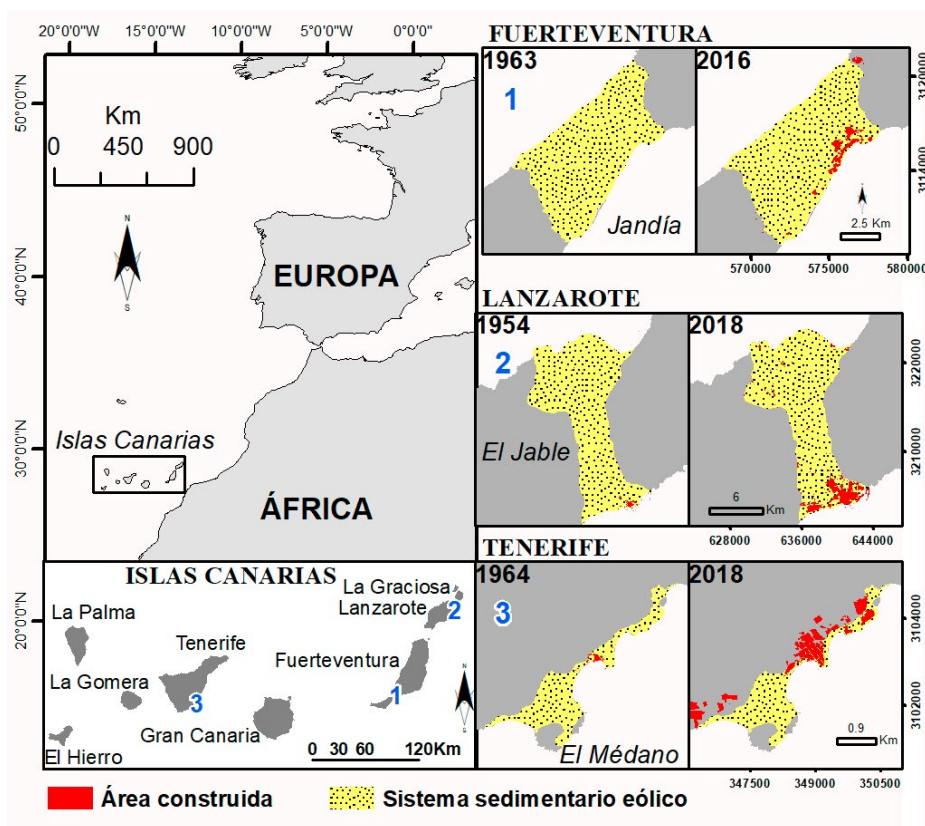
Los sedimentos eólicos actuales se intercalan en los bordes de El Jable con niveles aluviales y coluviales formados por litoclastos y bioclastos. Las morfologías reconocibles en esta área son, generalmente, nebkhas formadas a partir de individuos arbustivos de *Traganum moquinii* en la Caleta de Famara, que son reemplazados en el interior por individuos de *Launaea arborescens*. Además hay tres dunas aisladas de morfología barjanoide. El clima es árido con una precipitación media anual de alrededor de 110 mm y una temperatura media anual de 20,7°C (Cabrerá-Vega, 2010). Los vientos dominantes provienen del primer y cuarto cuadrante. La velocidad media del viento es de 20 km / h, pero puede alcanzar hasta 60-70 km / h (Alonso et al., 2011). Actualmente, el sistema sedimentario eólico está delimitado en la parte norte por urbanizaciones turísticas alrededor de Caleta Caballo y Caleta de Famara y en la parte sur por Arrecife, la capital de la isla.

3.3. El Médano

El sistema sedimentario eólico de El Médano con una superficie actual de 1.03 km² (el de menor tamaño), se encuentra en la costa sur de la isla de Tenerife, en el municipio de Granadilla de Abona (Fig. 1). Los sedimentos son el resultado de una mezcla de arenas de los barrancos locales y aportes marinos en los que se mezclan arenas volcá-

nicas y organogénicas. Los aportes marinos se transportan por la deriva costera hasta los salientes rocosos de Montaña Pelada, El Cabezo y Montaña Roja, que les impiden continuar su recorrido. Una vez depositados, la dinámica del eólica los transporta hacia el interior, dando lugar a la génesis de diferentes geformas que incluyen dunas trepadoras y dunas asociadas a la vegetación. Finalmente, la acción del viento ENE transporta la arena hacia el sector de sotavento, donde la dinámica marina vuelve a intervenir redistribuyendo los sedimentos hacia el sur. En la playa de Montaña Pelada, los sedimentos ascienden por el barranco hasta llegar a la carretera y las casas, y en episodios de lluvias intensas son devueltos a la playa. En el pasado, en Montaña Roja, los sedimentos recorrían el corredor arenoso de aproximadamente 1.6 km de largo en dirección NE-SW, con la playa Leocadio Machado actuando como un sector de entrada de sedimentos y el sector SO de La Tejita y El Confital como sector de salida. Sin embargo, el sector SE del sector de La Tejita también actúa como zona de entrada de sedimentos. Esto se debe principalmente a la presencia de Montaña Roja que también actúa como un vórtice que altera la circulación de los vientos (de NE-SO a SO-NE) que empujan los sedimentos hacia el interior. Esto se puede observar en la duna rampante ubicada en el SO de Montaña Roja o en la dirección a las dunas de sombra de La Tejita. Es probable que, en el pasado, este mismo proceso ocurriera en otros sectores de la costa como La Jaquita y El Cabezo hoy transformados por la urbanización.

Figura 1. Localización del área de estudio. Fuente: Elaboración propia.



4. RESULTADOS

4.1. Evolución de los usos del suelo y los cambios socioambientales

4.1.1. Jandía (Fuerteventura)

Los principales usos del suelo anteriores a 1800 fueron la ganadería (principalmente camellos y cabras) y la explotación de *Roccella canariensis* (llamada localmente orchilla, un líquen del que se extrae tinte natural) con fines comerciales.

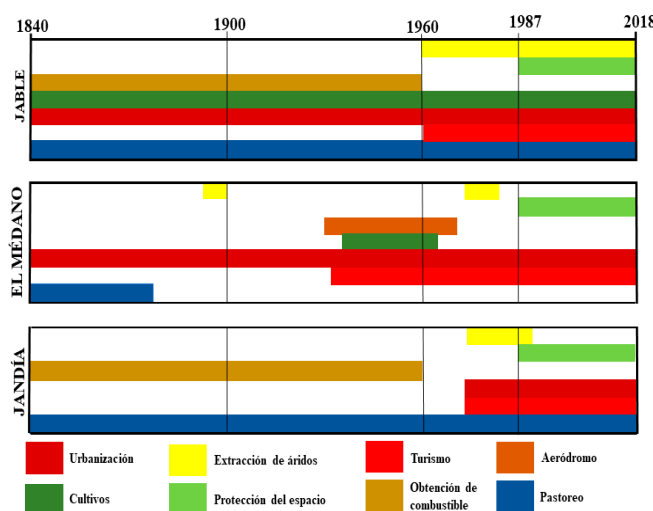
Esta situación se prolongó, hasta mediados del siglo XIX hasta la llegada de la industria de los hornos de cal. En 1868, el secretario del Ayuntamiento de Pájara, redacta un informe en el que se afirma que Jandía solo producía arbustos que eran compartidos por animales y hornos de cal. En este informe se explica que la vegetación no era tan abundante cerca de la costa, ya que estaba cerca de los hornos y se había utilizado para quemarlos.

Según fuentes orales, entre 1940-1960 se produjo una intensa deforestación (Fig. 2), además de un mayor número de animales de pastoreo, también hubo una mayor demanda de combustible para la industria de los hornos de cal por parte de los trabajadores de la finca, así como de otros municipios que venían a recolectar arbustos para sus hornos. Debido a la reducción de la vegetación disponible, los hornos tradicionales fueron reemplazados parcialmente por hornos de carbón alrededor de 1950. Asimismo, la mayor parte de la actividad industrial se trasladó a la capital de la isla hasta que, finalmente, la industria de la cal desapareció paulatinamente en Fuerteventura a principios de los años sesenta fruto de la importación de cemento y pinturas sintéticas.

A medida que el turismo y el sector de la construcción asociado comenzó a expandirse, se abrieron canteras, como las ubicadas en Pecenescal y Hoya del Caballo. A finales de la década de 1970 se inició la construcción del primer hotel ubicado en la playa de La Barca, así como de la carretera FV-2 que, según fuentes orales, tenía el problema desde un principio de quedar cubierta por arena necesitando de mantenimiento y limpieza regular.

Fruto del rápido desarrollo del turismo se han generado una serie de impactos relacionados, por un lado, con la necesidad de obtener recursos para la construcción y, por otro, con el turismo en sí. El impacto provocado por el sector de la construcción se debió fundamentalmente a la extracción de áridos. Los documentos históricos muestran que las extracciones se realizaban día y noche y que, cargada en buques de carga, la arena se exportaba de Fuerteventura a Gran Canaria para satisfacer la demanda de áridos de esta última isla en el sector de la construcción. A partir de la década de los 60 se comienza a observar un importante proceso de erosión en las playas y dunas de Sotavento que se prolonga hasta la actualidad.

Figura 2. Evolución de los usos del suelo en las áreas de estudio. Fuente: Elaboración propia.



4.1.2. El Jable (Lanzarote)

El asentamiento de El Jable se inició en tiempos aborígenes de acuerdo con las evidencias arqueológicas encontradas en el área de estudio (León-Hernández et al., 2016). Sin embargo, no hay referencias a su dinámica natural hasta el siglo XV cuando el ingeniero Torriani describe grandes montículos de arena que cruzan la isla de norte a sur (Torriani, 1959).

A partir de finales del siglo XVII se inició el cultivo de barilla (*Mesembryanthemum crystallinum*) para la producción de sosa cáustica y la fabricación de jabones, tintes y, en particular, vidrio de alta calidad en los pueblos de Soo y Muñique.

En 1730, la erupción del volcán Timanfaya cubrió una parte importante de la isla y del sistema eólico, dejándola sin producción de pastos, leña o áreas de cultivo. Por tanto, en busca de suelo, estos usos se intensifican aún más en el sistema sedimentario eólico debido a la erupción. Se inicia a partir de ese momento un importante proceso de deforestación con diversos fines, entre ellos la quema de materia vegetal para producir licores con alto contenido de alcohol y generar tierras arables para el cultivo (Caballero-Mújica, 1991). A partir de ese momento comienzan a aparecer referencias en los documentos históricos a los problemas que produce la arena que llega a enterrar pueblos enteros forzando migraciones hacia el oeste del sistema sedimentario.

En 1909, el geólogo Hernández-Pacheco visitó la isla y, en su descripción de El Jable, comentó la considerable altura de los montículos de arena a lo largo de los caminos. Por ejemplo, para una de las dunas, estimó una longitud de 100 m y una altura de alrededor de 16 m. También describió cómo, desde lejos, se podía ver una espesa nube de arena avanzando por El Jable (Hernández-Pacheco, 1909).

A partir de 1960 se produce un importante cambio en el modelo económico imperante en la zona, principalmente debido a la aparición del turismo como alternativa a las actividades tradicionales. En este sentido, si bien ha habido un aumento dramático de la presión antrópica debido al número de turistas, la presión de la deforestación en el sistema para la recolección de leña ha cesado debido a la creciente importación

de combustibles fósiles. Finalmente, a partir de los años 70 se suma presión adicional sobre el sistema debido a la mayor demanda de áridos para la construcción (Fig. 2) y los diferentes usos recreativos que han aparecido (senderismo, sanboard, etc.). El abandono de los usos tradicionales y el cese de la deforestación han favorecido la recolonización vegetal y la reaparición de nebkhas en Caleta de Famara.

4.1.2.1. Pérdida de servicios eco sistémicos y consecuencias sociales

La forma en que se gestionan los sistemas sedimentarios eólicos puede tener un impacto en la provisión de servicios ecosistémicos (SE). En términos generales, los SE se ven afectados significativamente por la eliminación de la cubierta vegetal ya que ésta ejerce un importante control sobre la dinámica sedimentaria (Hesp, 1981). Asimismo, los procesos de urbanización reducen el área disponible para hábitats de vida silvestre y afectan la provisión de otros SE.

En El Jable, los efectos sobre los servicios de aprovisionamiento brindados por el ecosistema entre 1750 y 1960 se debieron principalmente al problema del transporte de sedimentos enterrando cultivos (Fig. 3). El pastoreo y la necesidad de combustible también resultaron en modificaciones en las comunidades vegetales, con algunas especies que vieron sus poblaciones considerablemente reducidas o incluso extinguidas. Sin embargo, en El Jable, las autoridades gubernamentales regionales y locales intentaron controlar la sobreexplotación de los recursos vegetales y reparar los daños causados por la dinámica sedimentaria. Además, el importante movimiento ecologista que ha surgido en la isla desde 1970 ha ejercido una considerable presión social, actuando como motor impulsor de, en primer lugar, una exitosa campaña para asegurar la protección legal de al menos parte del sistema y, posteriormente, la regulación de la extracción de arena para la construcción.

En cuanto a los servicios reguladores proporcionados por la dinámica sedimentaria eólica, en el período anterior a 1960 un superávit de sedimentos aumentó la capacidad del sistema para evitar la erosión de las playas en el sector sur. Al mismo tiempo, la eliminación de la cubierta vegetal y los cambios resultantes provocaron un aumento en el transporte de arena que provocó importantes daños en cultivos, viviendas, zonas portuarias y carreteras. A partir de 1960, los daños provocados por la arena han disminuido considerablemente debido al resurgimiento de la cubierta vegetal, mientras que las playas del sector sur han sufrido procesos de erosión tanto por fenómenos meteorológicos extremos como marinos y por la escasez de sedimentos como consecuencia de la reducción del transporte de arena y los procesos de urbanización que han aislado la playa.

4.1.3. El Médano (Tenerife)

El pastoreo estacional fue el primer uso de la tierra que tuvo lugar en el sistema sedimentario eólico. El desarrollo de El Médano como asentamiento urbano estuvo impulsado por la pesca, que sería el principal sustento económico de los habitantes, y las posibilidades de fondeo en la playa para los barcos.

A principios del siglo XX, además de las referencias que explican la presencia de camellos, El Médano constaba con 24 casas, 2 albergues, una iglesia y un total de 70 habitantes. Un número creciente de referencias a la llegada de turistas comienzan a aparecer en la prensa escrita desde principios del siglo XX. Los turistas acuden a la

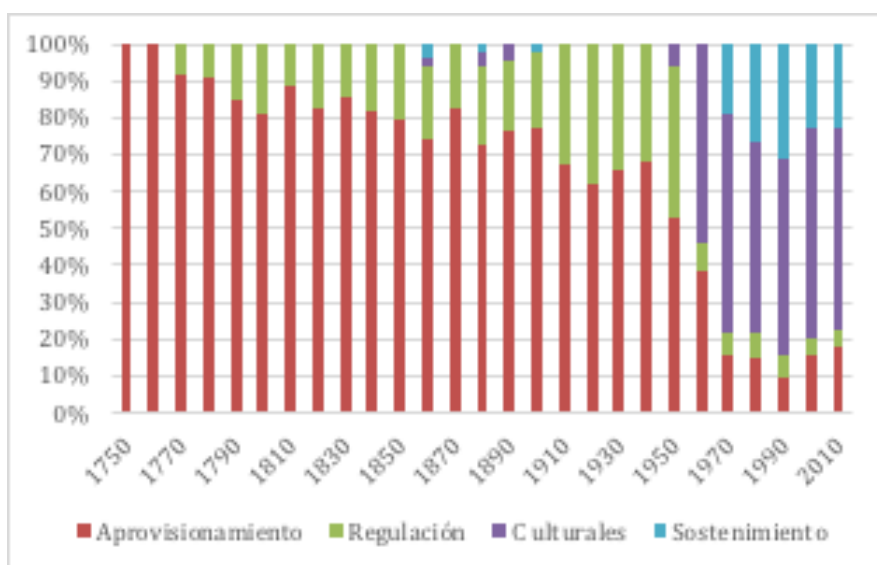
zona para pasar el verano por el buen clima y la seguridad de las playas. Sin embargo, el desarrollo turístico de la zona se ve limitado por las malas comunicaciones y la falta de acceso a agua potable, electricidad y saneamiento público.

En la década de 1930, se toma la decisión de construir una pista auxiliar para el aterrizaje de aviones en los Llanos de Rojas (dentro del SSECA de El Médano), debido a la imposibilidad eventual, de que los aviones aterrizaran en el aeropuerto del norte de la isla (actualmente el aeropuerto de Los Rodeos). El aeródromo se inauguró en agosto de 1935, pero solo recibió vuelos esporádicamente hasta la década de 1960.

Asimismo, aparecen una cantidad importante de plantaciones de tomates en la Punta de El Cabezó, en las faldas de Montaña Roja y en prácticamente todo el límite norte del sistema.

A partir de 1964, el abandono del cultivo del tomate se produce al mismo tiempo que el turismo se expande rápida y extensamente en el sur de Tenerife. La expansión del sector de la construcción y la demanda de arena para el nuevo aeropuerto propuesto en el sur de la isla dieron lugar al inicio de extracciones masivas de arena en 1970. Estas extracciones, que son claramente visibles en el campo, generaron un área deprimida en la que el agua se filtra con la marea alta dando como resultado la formación de una pequeña laguna detrás de la actual duna costera. El aeródromo local se cerró definitivamente en 1975, mismo año en el que se inauguró el Aeropuerto Internacional Reina Sofía en el sur de la isla.

Figura 3. Protagonismo de los tipos de servicios ecosistémicos en las fuentes históricas.



4.1.3.1 Respuestas biogeomorfológicas ante los efectos de los usos del suelo

La reconstrucción de los usos históricos del suelo en El Médano muestra que el impacto que las actividades tradicionales tuvieron en el ecosistema fue muy limitada, al contrario que en los otros ecosistemas. Esto parece deberse a la existencia de masas forestales abundantes en las cumbres de las islas. Las fuentes históricas no recogen cambios en su dinámica sedimentaria eólica. Sin embargo, usos del suelo más recientes como el aerodromo o la extracción de áridos han generado impactos que han

sido claves en el paisaje actual. Así lo muestra la distribución actual de las geoformas y la vegetación en el sistema. Las nebkhas y las dunas de sombra asociadas (principal geoforma eólica en el sistema) muestran un patrón de distribución diferente en función del uso del suelo. Las nebkhas ubicadas en el aeródromo disminuyen en tamaño a media que nos alejamos de la línea de costa, variando la altura de los dos metros en la zona más próxima a la playa y 60 centímetros hacia el interior del sistema, patrón ampliamente observado en la bibliografía (Hesp, 2002) y que indica una recuperación propia de un sistema sedimentario eólico formado por nebkhas. Sin embargo, en la extracción las dunas alcanzan los dos metros de altura, disminuyen en el sector central en el entorno del lagoon generado por la extracción de áridos para luego volver a alcanzar alturas de hasta dos metros, rompiendo el patrón anteriormente descrito.

5. DISCUSIÓN

La trayectoria de los tres sistemas sedimentarios eólicos analizados parece presentar ciertas similitudes, al menos en el caso de Jandía y El Jable (Marrero-Rodríguez et al., 2020a; 2021). En estos dos sistemas, la evolución de los usos del suelo es bastante similar. Los usos tradicionales producen una removilización de los sedimentos por la eliminación de la vegetación para la obtención de combustible, el pastoreo y, en el caso de El Jable, por la tala para la roturación de terrenos de cultivo. En el caso de El Médano las transformaciones parecen producirse más tarde que en los otros sistemas. En este sentido, en Tenerife existen importantes extensiones de pinar y Monteverde cuya explotación aportaría mayores beneficios y facilidades que los que se pudieran obtener del sistema eólico de El Médano. Sin embargo, con la llegada del proceso de urbanización para la industria turística se van a producir diferentes impactos (extracción de áridos, construcción del aeródromo, proliferación de edificaciones y usos recreativos) que degradaran el sistema.

Es destacable el hecho de que las consecuencias ambientales de los cambios inducidos por la acción humana no son recogidos en las fuentes históricas. Ello pone en relevancia la importancia que estos ecosistemas tenían para la población residente en Fuerteventura y Lanzarote (islas con menores recursos); mientras que, en El Médano el poblamiento es más tardío y existen mayor abundancia de recursos para su explotación (Marrero-Rodríguez et al., 2020b). Esto también se pone de relevancia por la importancia que, por ejemplo, El Jable tiene para la población que subsiste de él durante el periodo 1750-1960 en el que la relevancia de los servicios de aprovisionamiento en las fuentes históricas es evidente. Mientras que, a partir de ese momento en una sociedad dependiente del turismo los servicios reguladores y los servicios culturales ganan protagonismo (Marrero-Rodríguez et al., 2021).

6. CONCLUSIONES

Los sistemas de dunas han sido ocupados con diferentes usos del suelo de acuerdo a las características de la isla. La existencia de masas forestales en Tenerife evitó una degradación temprana porque no existió el uso de la vegetación como combustible o

el pastoreo en el SSECA de El Médano; mientras que, en Jandía y El Jable ambos eran recursos importantes para los aprovechamientos tradicionales.

En El Jable y Jandía los usos tradicionales provocaron la modificación de la dinámica sedimentaria eólica. Los sedimentos fueron removidos por la eliminación de la vegetación y, posteriormente, el abandono de los usos tradicionales provocó una recuperación espontánea de la vegetación y la estabilización de los sedimentos.

En el caso de El Médano, los cambios importantes se producen con la construcción del aeródromo y la apertura de canteras para la extracción de áridos, los cuales modificaron el estado del ecosistema y, en el caso de la extracción, su topografía, generando patrones erráticos en la recuperación de las nebkhas y la vegetación.

La evolución histórica de las referencias a servicios ecosistémicos muestran que estos están estrechamente relacionados con la dinámica sedimentaria; así como, con las circunstancias sociales y económicas de la isla.

7. REFERENCIAS

- ALCANTARÁ-CARRIÓ, J. & ALONSO, I. (2002). Measurement and prediction of aeolian sediment transport at Jandía isthmus (Fuerteventura, Canary Islands). *Journal of Coastal Research*, 18(2):300–315.
- ALCANTARÁ-CARRIÓ, J. (2003). Dinámica sedimentaria eólica en el Istmo de Jandía (Fuerteventura). Modelización y cuantificación del transporte. Ed. Cabildo de Gran Canaria, 288 pp.
- ALONSO, I., HERNÁNDEZ, L., ALCÁNTARA-CARRIÓ, J., CABRERA, L. & YANES, A. (2011). Los grandes campos de dunas actuales de Canarias. In E. Sanjaume Saumell & F. J. Gracia Prieto (Eds.), *Las dunas en España* (pp. 467–496). Cádiz: Sociedad Española de Geomorfología.
- BRUQUETAS DE CASTRO, F. (1997). Las actas del Cabildo de Lanzarote (siglo XVII).
- CABALLERO-MÚJICA, F. (ED.) (1991). Compendio brebe y famososo, histórico y político, en que (se) contiene la cituazion, población, división, gobierno, produziones, fábricas y comercio que tiene la ysla de Lanzarote en el año de 1776. Ayuntamiento de Teguiise. Teguiise–Las Palmas.
- CABRERA-VEGA, L. L. (2010). *Sedimentología, estratigrafía, dinámica sedimentaria y evolución de El Jable (Lanzarote). Propuesta de gestión* (Doctoral dissertation).
- CABRERA-VEGA, L. L., CRUZ-AVERO, N., HERNÁNDEZ-CALVENTO, L., HERNÁNDEZ-CORDERO, A., FERNÁNDEZ-CABRERA, E. (2013). Morphological changes in dunes as an indicator of anthropogenic interferences in arid dune fields. *Journal of Coastal Research*, (65), 1271–1276.
- GARCÍA-ROMERO L., HERNÁNDEZ-CORDERO A., FERNÁNDEZ-CABRERA E., PEÑA, C., HERNÁNDEZ-CALVENTO L., & PÉREZ-CHACÓN E. (2016). Urban-touristic impacts on the aeolian sedimentary systems of the Canary Islands: conflict between development and conservation. *Island Studies Journal*, 11(1):91–112.
- GARCÍA-ROMERO, L., DELGADO-FERNÁNDEZ, I., HESP, P. A., HERNÁNDEZ-CALVENTO, L., HERNÁNDEZ-CORDERO, A. I., & VIERA-PÉREZ, M. (2019). Biogeomorphological processes in an arid transgressive dunefield as indicators of human impact by urbanization. *Science of the Total Environment*, 650, 73–86.
- HERNÁNDEZ—PACHECO, E. (2002). Por los campos de lava. Fundación César Manrique, 337 pp.
- HESP, P.A. (1981): The formation of shadow dunes. *Journal of sedimentary and petrology*, 51 (1), 101–112.
- HESP, P., 2002. FOREDUNES AND BLOWOUTS: INITIATION, GEOMORPHOLOGY AND DYNAMICS. *GEOMORPHOLOGY* 48 (1–3), 245–268. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(02\)00184-8](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(02)00184-8).
- LEÓN-HERNÁNDEZ, J.; NAVARRO-MEDEROS; J. F.; MARRERO SALAS, E.; ABREU-HERNÁNDEZ, I.;

- TEJERA-TEJERA, M.; GARCÍA-ÁVILA, J. C.; PERERA-BETANCORT, M. A. (2016). La recuperación histórica de Fiquiniego-Peña de las cucharas (Teguise, Lanzarote). *XXI Coloquio de Historia Canario-Americana (2014)*, XXI-085. <http://coloquioscanariasamerica.casadecolon.com/index.php/aea/article/view/9565>
- MARRERO-RODRÍGUEZ, N., GARCÍA-ROMERO, L., SÁNCHEZ-GARCÍA, M. J., HERNÁNDEZ-CALVENTO, L., & PÉREZ-CHACÓN ESPINO, E. (2020A). An historical ecological assessment of land-use evolution and observed landscape change in an arid aeolian sedimentary system. *Science of The Total Environment*, 716, 137087.
- MARRERO-RODRÍGUEZ, N., GARCÍA-ROMERO, L., PEÑA-ALONSO, C., & HERNÁNDEZ-CORDERO, A. I. (2020B). Biogeomorphological responses of nebkhas to historical long-term land uses in an arid coastal aeolian sedimentary system. *Geomorphology*, 368, 107348.
- MARRERO-RODRÍGUEZ, N., PEÑA-ALONSO, C., GARCÍA-ROMERO, L. & PÉREZ-CHACÓN, E. (2021). Historical social relevance of ecosystem services related to long term land uses in a coastal arid aeolian sedimentary system in Lanzarote (Canary Islands, Spain). *Ocean and Coastal Management*, in press.
- TORRIANI, L. (1959). *Descripción e historia del reino de las Islas Canarias antes Afortunadas, con el parecer de sus fortificaciones* (Vol. 2). Goya Ediciones.

EL MAGNETISMO DE LOS ENCLAVES NATURALES COMO PROPICIADOR DE ESPACIOS RURURBANOS EN LA REGIÓN METROPOLITANA DE SANTIAGO, CHILE.

THE MAGNETISM OF NATURAL AREAS AS THE ENABLER OF RURBAN SPACES IN THE METROPOLITAN REGION OF SANTIAGO, CHILE.

Bárbara Trincado Olhabé¹; Francisco Cabrera Cona¹; Víctor Jiménez Barrado¹ y Javiara Larraín Suckel¹

¹ Instituto de Geografía, Pontificia Universidad Católica de Chile.

bctrincado@uc.cl ; fjcabrera@uc.cl ; victor.jimenez@uc.cl ; jzlarrain@uc.cl

<https://orcid.org/0000-0002-0145-5651>

<https://orcid.org/0000-0001-5796-129X>

<https://orcid.org/0000-0001-7064-7465>

<https://orcid.org/0000-0002-0530-2003>

Resumen

La protección de la Naturaleza ha permitido obtener grandes réditos ambientales, aunque, en determinadas ocasiones y lugares, también ha provocado efectos contraproducentes. El objetivo de este estudio es conocer la influencia del atractivo natural en la transformación territorial, y cómo éste se concreta mediante la urbanización periférica a los espacios naturales. Para ello, se fija como área de estudio tres enclaves naturales de la Región Metropolitana de Chile (Laguna del Humedal Batuco, Laguna de Aculeo y Santuario de la Naturaleza Los Nogales), con indicios de crecimientos residenciales. La metodología comprende dos fases: (1) se realiza un catastro de viviendas a partir de barridos sobre una base de ortofotomosaicos. Junto a eso, se categorizan las viviendas por zonas de influencia, detectando así dinámicas y grados de crecimiento, en función de la densidad edificatoria y el espacio ocupado. Por otro lado, (2) se analizan los instrumentos de planificación atingentes, así como los avisos publicitarios que promocionan estos enclaves como un atractivo inmobiliario. En este trabajo se descubre una concepción mercantilizada de la Naturaleza y su conexión con el disfrute privatizado de ella a través de la vivienda, dentro de un contexto inicial y primordialmente destinado a la preservación natural.

Palabras clave: espacios naturales, rururbanización, expansión urbana, parcelas de agrado, Chile.

Abstract

The protection of nature has made it possible to obtain great environmental profits, although, on certain occasions and in certain places, it has also caused counterproductive effects. The objective of this study is to understand the influence of natural

attractiveness in the territorial transformation, and how this is concretized by the peripheral urbanization of natural spaces. To this end, three natural enclaves of the Metropolitan Region of Chile with indications of residential growth are established as a study area (Batuco Wetland, Aculeo Lagoon and Los Nogales Nature Sanctuary). The methodology comprises two phases: (1) a housing cadastre is established based on orthophoto mosaics sweeps. Next to that, the dwellings are categorized by zones of influence, detecting dynamics and growth degrees, according to the building density and the occupied space. On the other hand, (2) relevant planning instruments are analyzed, as well as the advertisements that promote these enclaves as a real estate attraction. This work shows a commodified conception of Nature and its connection with the privatized enjoyment of it through housing, in a context initially destined primarily for natural preservation.

Keywords: natural areas, rurbanization, urban expansion, pleasant plots, Chile.

1. INTRODUCCIÓN

La protección de la Naturaleza tiene una motivación inicial puramente ambiental. En todo caso, esta preocupación por el medio posee un sentido antropocéntrico, ya que los servicios ecosistémicos que de ella se obtienen, redundan en beneficios para la especie humana – siempre condicionados a la ausencia simultánea de perjuicios para otras especies – (MEA, 2005). Sin embargo, la coyuntura política, económica y cultural existente a nivel global reformula el significado originario de la protección natural y sitúa esta acción dentro de otros enfoques. Por ejemplo, existen vinculaciones interesadas de la salvaguarda natural con iniciativas de diverso tipo (particularmente económicas), las cuales suponen una resignificación del valor natural y alejan sus consecuencias de las inicialmente perseguidas.

En la actualidad, el cuidado y la sensibilización ambiental goza de una buena reputación social, más allá de su real y perentoria necesidad. Esto ha promovido una aceleración de estas iniciativas así como un cambio de escala en cuanto a la toma de decisiones (de lo local a lo internacional), e incluso, ha ampliado la responsabilidad sobre este hecho, desde lo público hasta involucrar a las entidades privadas.

El discurso de la “economía verde” ha utilizado la Naturaleza como parapeto y la sostenibilidad como eslogan (vacío de significado) para conseguir fines diferentes de los que originalmente derivarían de una motivación conservacionista. El “green grabbing”, o apropiación de tierras y recursos para (supuestos) fines ambientales (Fairhead, Leach y Scoones, 2012), ha facilitado cambios territoriales que de otra forma hubieran sido imposibles, lo que es una muestra del potencial de esta falaz sensibilidad que genera la anodina mentalidad clorofílica, y que, además, ya ha tenido fuertes repercusiones territoriales en África, Asia y América Latina, y sus comunidades locales.

Prácticas como el “greenwashing” demuestran que existe una percepción cosmética de las actividades humanas con respecto a lo ambiental y que el valor añadido de lo natural excede la mera conservación. La “filosofía verde” anexa la Naturaleza y la rentabilidad, integrando así a la primera en estrategias comerciales (Ortega *et al.*,

2020). De acuerdo con Kosoy y Corbera (2010), la mercantilización de los beneficios que aporta la Naturaleza, y de ella misma, ha invisibilizado su valor (en un sentido amplio) a través del precio. Llevándolo a un extremo, esto ha permitido la transacción de valores patrimoniales comunes, y el reparto de “créditos” o “cuotas” de contaminación y degradación, legitimando y ordenando a través del dinero el impacto sobre lo natural.

Dentro de ese mismo esquema de monetarización de lo natural, se han iniciado prácticas individuales (como la urbanización residencial) bajo una nueva perspectiva sobre lo natural, que tergiversa el sentido de las acciones, minusvalora sus consecuencias y hace apropiable de forma individual la Naturaleza, y por ende, la convierte en un bien exclusivo, en lugar de mantenerse como un derecho común. Para ello, se precisa de un acompañamiento político y legislativo que viabiliza la “urbanización sin fronteras” mediante la desregulación del suelo y el ostracismo de la planificación ambiental (Delgado, 2008), lo cual, en contextos neoliberales, ha empujado este fenómeno hacia una dimensión ulterior: la urbanización desencadenada.

Esto tiene una repercusión espacial concreta alrededor de los espacios naturales protegidos, que son hitos donde se materializa la concienciación ambiental. La mercantilización de la Naturaleza – un proceso complejo que Castree (2003) descompone en seis aspectos: privatización, alienabilidad, individuación, abstracción, valuación y desplazamiento – convierte estos lugares en un nuevo y particular estímulo. De esta forma, los espacios naturales se transforman en otra fuerza de transformación territorial. Ese atractivo residencial de lo natural se conoce como naturbanización, fenómeno por el cual los procesos urbanos se transfieren de forma desconcentrada a este tipo de áreas rurales y vulnerables en términos medioambientales y paisajísticos (Prados et al., 2015).

Tras este supuesto, la función residencial se adentra, extiende y consume la Naturaleza, en ocasiones a tal grado que resulta incompatible con la permanencia de esta última. Además, de forma específica, en función de su visibilidad, cercanía o singularidad, determinados parajes condensan y ejemplifican de forma paradigmática esa nueva relación entre el ser humano y el medio dentro de un contexto capitalista. Esto condice con lo mencionado por Bakker (2005), en cuanto a pensar estos procesos de cambio socioambiental como partes constituyentes del modelo neoliberal, más que como consecuencias de éste.

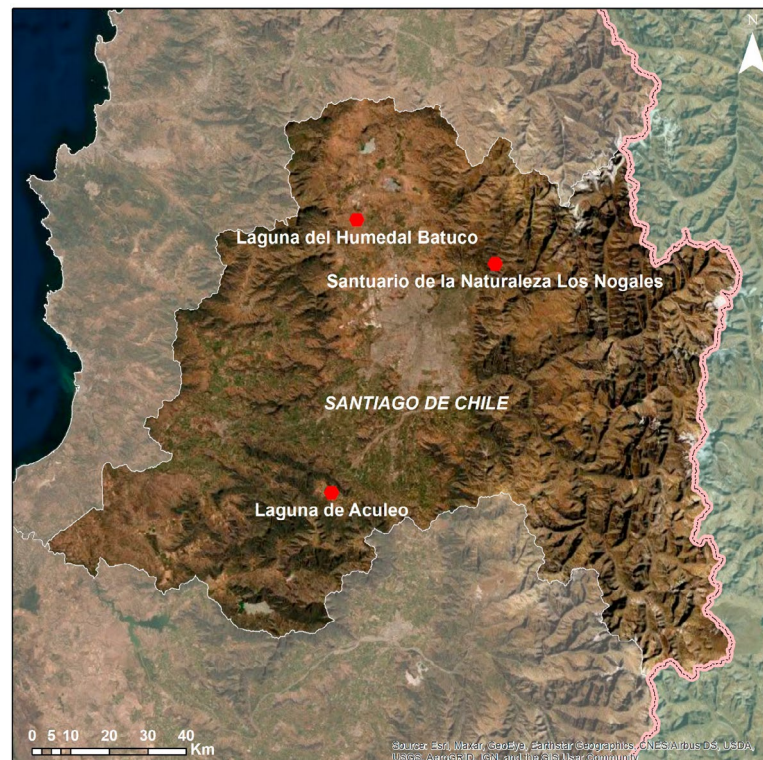
Así, incluso la protección de espacios puede involucrar resultados que, en principio, parecieran antagónicos a lo usualmente esperado. Su reconocimiento institucional y amplio conocimiento social es causa y efecto de una mayor concienciación ambiental, pero, al mismo tiempo e inserto en un modelo liberalizado, intercambia de forma evidente en ellos y sus entornos el concepto de valor por el de costo. Esta visión economicista de la Naturaleza no genera intrínsecamente un problema, aunque sí tiende a crear desequilibrios en el balance sostenible entre oferta y demanda de recursos. Esto es patente en Chile, donde existe un mercado inmobiliario con una regulación débil y una amplia influencia de la expansión urbana sobre los espacios rurales más cercanos, lo que ocurre no sólo en la capital sino en ciudades intermedias (Maturana et al, 2021; Maturana, Rojas y Salas, 2018).

No obstante, es en la RM (Región Metropolitana de Santiago de Chile) donde este tipo de procesos han tenido lugar con mayor vehemencia. Los principios de liberaliza-

ción económica y desregulación instalados durante la dictadura (1973-1989), que han continuado en postdictadura, siguen facilitando este tipo de expansión urbana. Específicamente, los casos de colonización residencial se han plasmado en las “parcelas de agrado” – impulsadas a partir del Decreto Ley 3516 de 1980, que permitió la división de predios rústicos –, algunas de las cuales aparecen en las cercanías de enclaves naturales, originando espacios rururbanos (Jiménez et al., 2020). Este es un fenómeno específico de Chile, la “agradourbanización”, por cuanto está amparado por una legislación propia y resulta en una morfología y reparto de la propiedad de la tierra muy concreta (predios de 5000 m²), que cambia su función agrícola por la residencial en el contexto de las relaciones urbano-rurales (Hidalgo, Borsdorf y Plaza, 2009). Bajo este amparo legal se promueve una atomización parcelaria que impide la rentabilidad agrícola, así como favorece la urbanización difusa en el campo, segregada socioeconómicamente; y de corte especulativo (Naranjo, 2005; Henríquez y Azócar, 2007).

El objetivo central de esta investigación es conocer la influencia del atractivo natural en el crecimiento residencial chileno. Para ello, se medirá su avance a través del registro de la magnitud y dinámica espacial de la colonización residencial en las proximidades de tres enclaves naturales de la RM con características diferentes (Figura 1): Laguna del Humedal Batuco -LBA-, Laguna de Aculeo -LAC- y Santuario de la Naturaleza Los Nogales -SNLN-. Además, se vinculará esto con su publicitación y comercialización inmobiliaria, así como con el rol del modelo político-económico y los instrumentos sectoriales y de planificación territorial.

Figura 1: Áreas de estudio



2. METODOLOGÍA

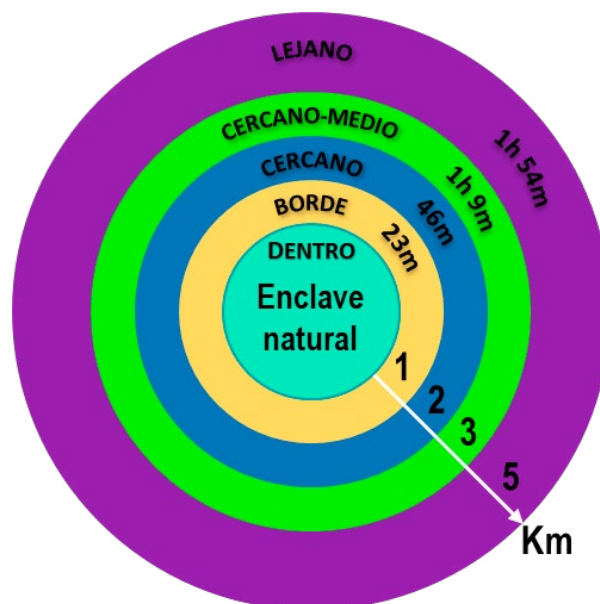
La metodología se dividió en dos partes, cada una de las cuales requirió de una serie de procesos que se explican a continuación. Para la primera fase se realizó un catastro de viviendas próximas a los enclaves naturales propuestos, información inexistente por vías oficiales para el caso chileno. Debido a lo anterior, fue necesaria la detección y clasificación visual, en un entorno SIG, de edificaciones emplazadas fuera de los límites urbanos, lo cual fue practicado específicamente en las proximidades de las tres áreas de estudio seleccionadas.

En la definición de este espacio se utilizó el método empleado en Chile por Jorquera, Salazar y Montoya (2017), en el que se considera la velocidad promedio de marcha entre jóvenes y adultos, 1,38 m/s. De esta forma se calculó el tiempo que tarda una persona en recorrer una distancia determinada, en base a lo cual, los autores crearon 5 zonas, que categorizan la influencia de los enclaves (Figura 2).

En el proceso de detección y clasificación de edificaciones se emplearon imágenes satelitales del año 2020 obtenidas de Google, con una resolución espacial de 0,25 m/píxel (las ofrecidas por los organismos oficiales chilenos, además de ser costosas, están desactualizadas). El examen se realizó mediante barridos de N/S – O/E de los ortofotomosaicos de todas las áreas de estudio a una escala entre 1:500 y 1:1000. Estaban presupuestadas salidas a terreno para validar los resultados (a pie o con dron), pero debido al contexto de pandemia (2020-2021) fueron suspendidas. De esta circunstancia surge la categoría analítica de “posibles viviendas”, dado un cierto grado de incertidumbre imposible de resolver en la actual coyuntura.

A partir del establecimiento de las categorías de análisis, se procedió a detallar y analizar la magnitud de la colonización residencial según su proximidad a los enclaves naturales seleccionados.

Figura 2: Categorías espaciales de análisis



Fuente: Elaboración propia a partir de Jorquera, Salazar y Montoya (2017).

Por otro lado, se recolectaron y examinaron avisos inmobiliarios y prensa local (en formato digital) que hiciesen alusión a estos enclaves naturales, obteniendo así una aproximación a la comprensión del atractivo de estos espacios. Finalmente, se identificó la influencia de los centros urbanos y de las principales vías de acceso de las áreas de estudio, vislumbrándose de ese modo aspectos de su dinámica espacial.

En la segunda fase, se analizaron instrumentos de planificación y gestión atinentes a los casos de estudio: PRMS (Plan Regulador Metropolitano de Santiago), PRC (Planes Reguladores Comunales), PLADECO (Planes de Desarrollo Comunal), Planes de Gestión y Manejo de estos enclaves (en algunos casos inexistentes). De esta manera, se evidenció qué tipo de figura de protección poseen y cuál ha sido su relevancia en términos de protección y conservación para estos ecosistemas.

Por último, se examina, en términos generales, el rol del modelo neoliberal en la intensificación del fenómeno rururbano en espacios naturales en la RM, dado que el citado Decreto Ley 3516 ha tenido una particular incidencia en la transformación de las áreas de estudio.

3. RESULTADOS

3.1 Casos de estudio del proceso de naturbanización en la RM

3.1.1 Laguna del Humedal Batuco

La Laguna del Humedal Batuco (600 Ha), que es parte importante del Humedal homónimo (14 788 Ha), se emplaza en la comuna de Lampa. Es el humedal natural y de conservación de la biodiversidad más relevante de la RM (Comisión Nacional de Medio Ambiente [CONAMA], 2004). Se caracteriza por su transcendental entrega de servicios ecológicos: sustrato y hábitat, soporte de la cadena alimenticia, atenuación de crecidas, recarga de napas subterráneas y control de la erosión; y también por poseer una alta concentración de avifauna acuática residente y migratoria (The Nature Conservancy, 2018).

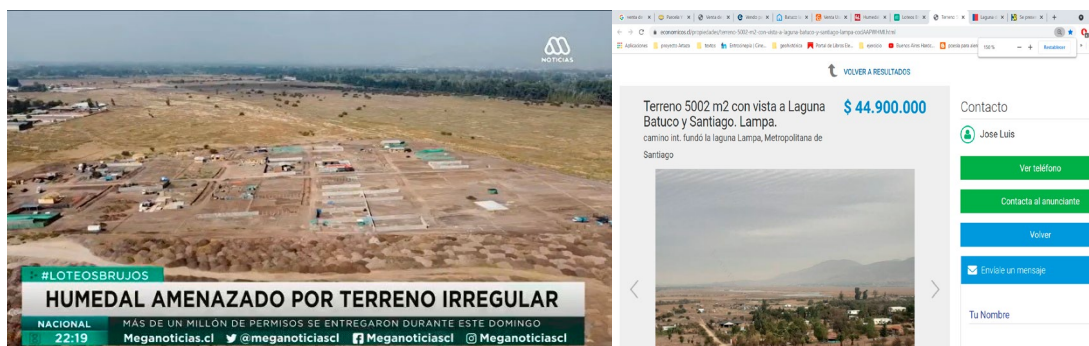
Desde el año 2005, a partir de la crisis ambiental del humedal, se observa un dilatado conflicto socioambiental debido a una serie de alteraciones antrópicas iniciadas en décadas anteriores: contaminación de las aguas (Instituto Nacional de Derechos Humanos [INDH], 2012), basureros ilegales, caza de especies nativas, quemas no permitidas, sobrepastoreo, extracción de tierra para fábrica de ladrillos y cerámicas, construcción de pozos y canales destinados a uso industrial, agrícola y con el fin de habilitar tierras para viviendas (Orellana, 2019).

Luego de esta crisis, se reactivó el interés de diversas organizaciones y universidades en el sitio, así como de las autoridades, que declararon el humedal “Sitio Prioritario para la Conservación de la Biodiversidad de la Región Metropolitana” y “Zona de Interés Turístico”, e implementaron medidas paliativas a través del Plan de Acción para el humedal (2005-2010). En el año 2021, 274 Ha de la LBA fueron declaradas Santuario de la Naturaleza, las cuales son propiedad de la Fundación San Carlos de Maipo (Ministerio de Medio Ambiente, 2021). Sin embargo, existen otras organizaciones que solicitan una mayor área de protección para el humedal, poniendo en relevancia sus zonas de mayor importancia ecológica (Batuco Sustentable, 2020).

Esta atención académica e institucional se traduce a lo mediático desde principios del siglo XXI. De esta manera, se fue convirtiendo paulatinamente en un sitio natural renombrado a nivel metropolitano, aumentando su grado de atracción hacia los urbanitas. Además, la comuna de Lampa es una de las áreas de mayor crecimiento poblacional y urbanístico de la RM, por lo que, este enclave natural -como se pudo corroborar a partir de una serie de anuncios inmobiliarios en diferentes páginas web- se encuentra inserto en un territorio con grandes proyecciones de crecimiento urbano (Figura 3).

De forma particular, en la zona sur de la LBA -desde el Borde hasta el Cercano-Medio-, a escasos metros del área natural, existe un espacio designado en el PRMS como límite urbano, correspondiente con la localidad de Batuco, de 20 000 habitantes. Junto a este pequeño centro urbano existen otros polos urbanos de mayor superficie y densidad poblacional cercanos y con vías de acceso expeditas para llegar a este enclave natural. Por un lado, dentro del ámbito provincial, está la ciudad de Lampa (a 18 Km) y Colina (a 27 Km), ambas conectadas por vías interiores pavimentadas (tiempo aproximado de viaje 30-40 minutos). Por otro lado, se encuentran las comunas céntricas y del sector oriente del Gran Santiago (estrato socioeconómico alto), las cuales pueden acceder por dos vías: la Ruta 5 (Carretera Panamericana) y por la Autopista Nororiental.

Figura 3: Información sobre la ocupación edificatoria cercana a LBA y anuncio inmobiliario



Reportaje sobre la venta de terrenos irregulares en el Humedal Batuco (izquierda); aviso inmobiliario en LBA (derecha).

Fuente: Meganoticias, 2021; Económicos. El Mercurio, 2019.

Con respecto al avance constructivo en la zona, la metodología de esta investigación evidencia que la cantidad de edificaciones fuera de los límites urbanos, dentro y en el área de influencia de la LBA son en total 2456 (Tabla 1). De estas, 1479 son viviendas, 464 construcciones auxiliares y 513 se encuentran en la categoría de “posibles viviendas” debido a su carácter indefinido. Además, se contabilizó un total de 924 piscinas. Respecto a la tipología de edificaciones, se observan principalmente construcciones características de las denominadas parcelas de agrado. Con relación a las categorías de análisis propuestas, un 10,3 % se encuentran Dentro de la Laguna de Batuco; en el Borde, Cercano y Cercano-Medio se han construido un número similar de edificaciones, que sumadas comprenden un 42 % del total; y finalmente, en la categoría Lejano es donde se visualiza mayor cantidad de edificaciones, encontrándose un 48 % del total.

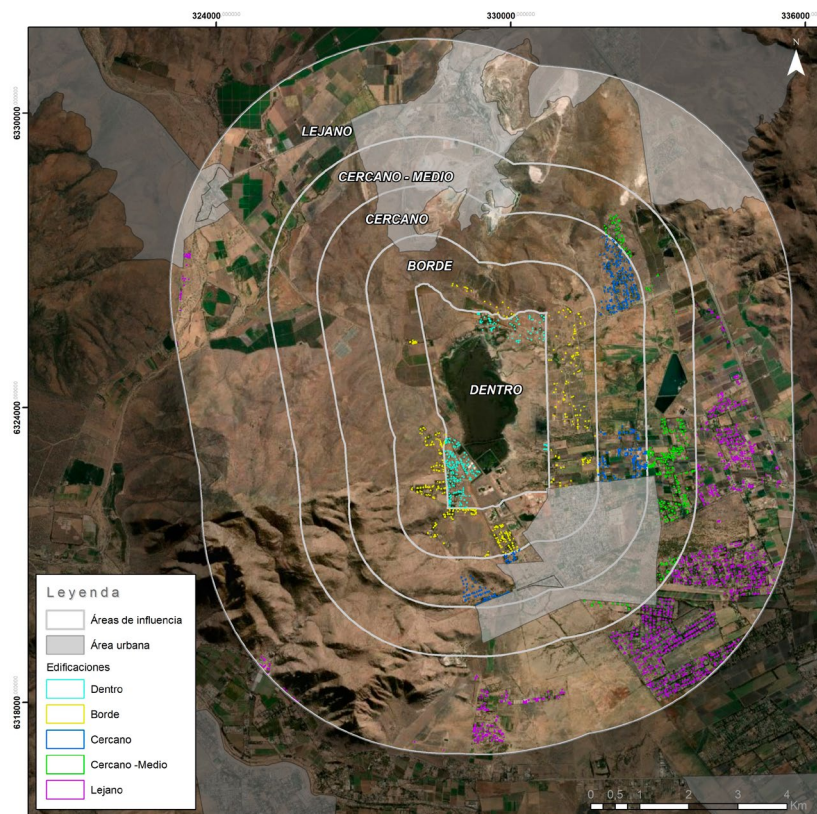
Tabla 1: Total de edificaciones y piscinas en área de influencia. LBA.

Edificaciones	Dentro	Borde	Cercano	Cercano-Medio	Lejano	Total
Viviendas	140	190	224	189	736	1479
Edif. Auxiliares	56	97	69	48	194	464
Posibles viviendas	56	68	65	69	255	513
Total Edificaciones	252	355	358	306	1185	2456
Piscinas	66	79	97	137	545	924

Fuente: Elaboración propia.

Por la topografía irregular de la zona, debido a la influencia de Cordillera de la Costa en el margen occidental (Figura 4), casi no existen edificaciones, con excepción de un área de la parte suroeste de la LBA: Dentro y Borde. El resto de las construcciones se emplazan mayoritariamente cercanas al valle por el sureste del enclave, donde además se aprecia una mayor densidad.

Figura 4: Edificaciones en el área de influencia de LBA



Fuente: Elaboración propia.

3.1.2 Laguna de Aculeo

La Laguna de Aculeo (1200 Ha) se ubica administrativamente en la comuna de Paine, a 50 Km al sur de Santiago de Chile. El principal acceso es por la ruta G-54 en su enlace

con la Ruta 5, que es la principal arteria de comunicación terrestre en el país. Mediante esta vía, este enclave se conecta con los principales centros urbanos de la RM. En sentido norte sur se encuentran: Santiago, Buin, Paine y Champa, y en dirección hacia la costa, Melipilla, localidades que sirven de abastecimiento y servicios básicos, así como también de focos de inyección de turistas, fomentando el dinamismo y el flujo de personas en el área.

La localización de la laguna y el ecosistema circundante se caracteriza por su particular flora y fauna, encontrándose en uno de los 34 *hotspots* o “puntos calientes” de biodiversidad con prioridad de conservación, denominado Bosque Templado Lluvioso Valdiviano (Arroyo et al. 2004 en CONAMA, 2008). Dentro de este destacan especies endémicas y en categoría de conservación “en peligro” (Ilustre Municipalidad de Paine, 2020, p. 359).

Ahora bien, dadas las características biogeográficas y como consecuencia del Decreto 382 de 1998, el PRMS destaca este sector como un área protegida de interés turístico-paisajístico. Esto implica que este instrumento de planificación regula la superficie predial mínima y establece la obligatoriedad de que toda intervención que altere y/o afecte el estado natural o artificial del borde de la LAC deberá contar con los informes favorables de los organismos competentes (Ministerio de Vivienda y Urbanismo, 2019, p. 167).

Tras dos décadas, el Plan de Gestión Ambiental para la cuenca de la LAC (2008), incorporó una visión sustentable de los recursos naturales y culturales, impulsando la necesidad de generar, adicionalmente, acciones para una mejor gestión del territorio. No obstante, a pesar de las instancias de protección y desarrollo, desde el año 2012, la LAC sufrió una drástica disminución del espejo de agua, la cual finalizó en su total desecamiento el año 2018, lo que generó una gran repercusión a nivel nacional. Por esta razón, es que se realizó un estudio a cargo de la Universidad de Chile en donde, a través del análisis de distintos escenarios, se concluyó que el desbalance hídrico producido en la cuenca de la LAC se debía a la “megasequía” que afecta al territorio nacional y el correspondiente déficit de precipitaciones (38 % menos que el promedio histórico) que viene sucediendo desde el año 2010. En tanto, el consumo de agua en la zona ha tenido un aumento en aproximadamente un 16,5 % desde la década de los ‘90, fomentando el desequilibrio entre la entrada y salida de agua en la cuenca (Universidad de Chile, 2020, p. 64.).

Este ecosistema destacaba en los medios de comunicación por sus atractivos naturales, deportes náuticos y el turismo, por lo cual comenzó recientemente a ocupar titulares por el drástico cambio que vivió la zona tras la desaparición total del espejo de agua. Mientras tanto, los anuncios inmobiliarios, también debieron adaptarse a este nuevo contexto y actualmente la oferta que se logró revisar incorpora sutilmente a la LAC, en tanto reconoce otros aspectos como posibles atractivos para el comprador. En este sentido, es posible apreciar ofertas que destacan el entorno rural de la zona, la vegetación nativa que compone el ecosistema de la laguna y el acceso a los principales centros poblados de la región dadas su cercanía a la principal arteria comunicacional del país, la Ruta 5 (Figura 5).

Figura 5: Prensa digital sobre desecamiento de LAC y anuncios inmobiliarios en el sector



Noticia en prensa digital sobre el estado de la LAC (izquierda); aviso inmobiliario en el sector (derecha).

Fuente: Charpentier (2019) y Portal Inmobiliario (2021).

Ahora bien, con relación a la cantidad de edificaciones residenciales fuera de los límites urbanos de la comuna de Paine y en un área de influencia de 5 Km a partir de los límites geomorfológicos del espejo de agua, se identificaron 3966 edificaciones, de las cuales 2824 corresponden a viviendas, 793 a edificaciones auxiliares y 349 con carácter un indefinido, como posibles viviendas. En tanto, al segmentar el área de influencia por buffers es posible identificar que el buffer Borde y Cercano concentran la mayor cantidad de viviendas, con un 56,9 % (30,7 % y 26,2 % respectivamente) así como también de piscinas (43,7 % y 24,1 %) (Tabla 2). No obstante, los buffers Cercano-Medio y lejano representan un 42,5 % del total de viviendas (17,1 % y 25,4 %), que indican cierta homogeneidad en el área de estudio. Cabe destacar, que un número no menos importante, tanto de viviendas como de piscinas, se ubican dentro del área del enclave natural, un 0,6 % y un 2,7 % respectivamente.

Tabla 2: Total de edificaciones y piscinas en área de influencia. LAC.

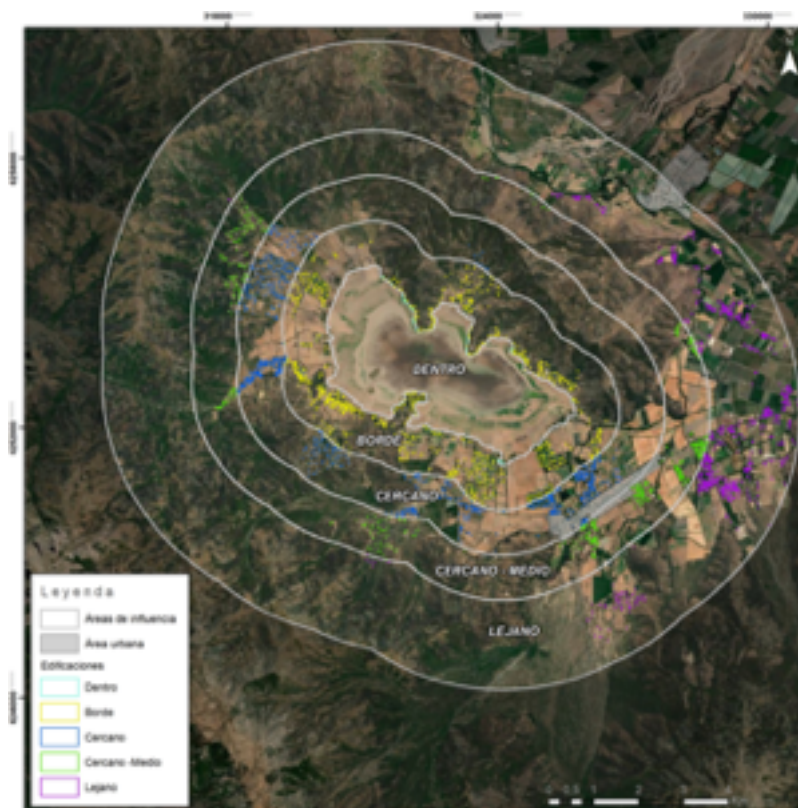
Edificaciones	Dentro	Borde	Cercano	Cercano-Medio	Lejano	Total
Viviendas	17	868	740	482	717	2824
Edif. auxiliares	6	241	204	104	238	793
Posibles viviendas	2	180	38	44	85	349
Total edificaciones	25	1289	982	630	1040	3966
Piscinas	23	378	209	117	139	866

Fuente: Elaboración propia.

Respecto a tipología de edificaciones, la principal corresponde a viviendas distribuidas en parcelas de agrado que se ubican alrededor del espejo de agua, la red vial más cercana (ruta G-54) y en el pie de monte de la cuenca de la LAC. En esta última

zona, las edificaciones se distribuyen conforme la morfología del terreno permita su construcción, así como también aquellas que están en el borde del otrora espejo de agua, en donde siguen el contorno de este. Como testigos del desbalance hídrico y de las antiguas actividades de recreo quedan los muelles secos alrededor de la LAC. Por otro lado, aquellas viviendas que se distribuyen en las planicies del valle lo hacen de manera ordenada, con una dimensión predial similar entre ellas, piscinas y una vegetación no endémica (césped) y homogénea, formando así diversos conglomerados que se aprecian claramente entre los buffers Borde y Cercano (Figura 6)

Figura 6: Edificaciones en el área de influencia de LAC



Fuente: Elaboración propia

3.1.3 Santuario de la Naturaleza Los Nogales

El predio Los Nogales alcanza el estatus de área protegida cuando en el año 1973 se declara Santuario de la Naturaleza mediante la promulgación del Decreto Supremo N° 726, en el cual se destaca la limitada posibilidad de explotación agropecuaria de este sitio, la existencia de vegetación autóctona y especies animales y, por último, se señala como conveniente la conservación de esta “riqueza natural” para el desarrollo de estudios e investigaciones en esta zona de la precordillera central (Ministerio de Educación, 1973).

Con respecto a su localización, el SNLN se emplaza hacia el este de la RM, en la comuna de Lo Barnechea. Abarca 11 025 ha, a una altitud que va desde los 1200 msnm hasta los 3700 msnm, formando parte de la Cordillera de los Andes Central. Se en-

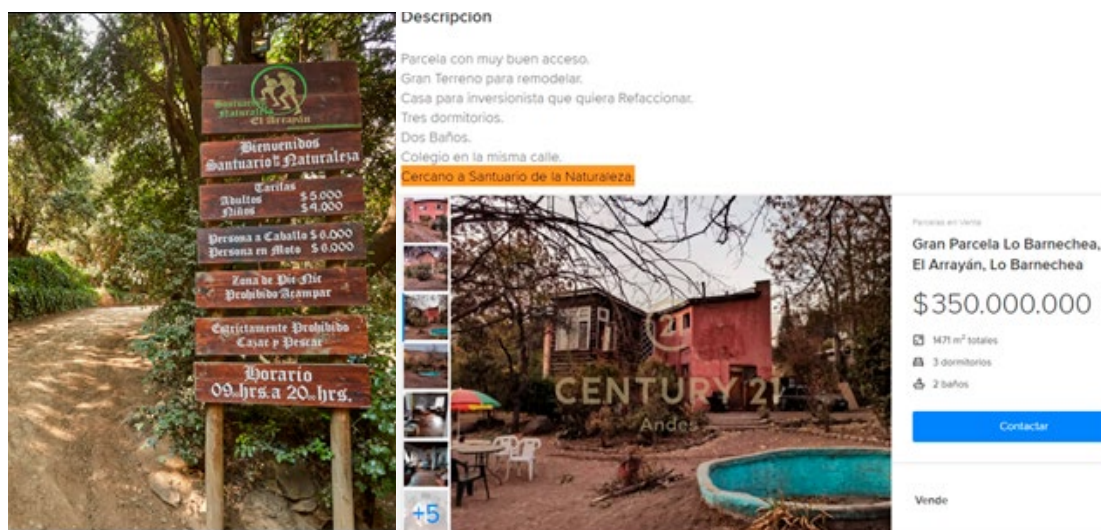
cuentra influenciado por un clima templado, dando lugar principalmente a la presencia de bosque esclerófilo, bosque esclerófilo andino y matorral andino (Wildlife Conservation Society, 2019, p.27).

El SNLN, al ser un enclave verde próximo al área urbana de Santiago, podría propiciar una mayor demanda de terrenos en las cercanías de este. En ese sentido, el PRC de Lo Barnechea, señala la zona cercana al SNLN como un lugar para habitar con la Naturaleza y vivir apartado de la ciudad, destacando elementos naturales propios de la precordillera, como lo son el estero y la vegetación. En este mismo documento se subraya una relación de transformación entre el medio natural y humano, señalando que los espacios naturales son enriquecidos con destinos humanos, en donde “el valle se transforma en una manera de vivir con la naturaleza en la precordillera. El río se abre a la cordillera para su conquista” (Municipalidad de Lo Barnechea, 2002, p.39).

Junto a esto, es importante destacar que parte del SNLN está habilitado como un complejo turístico privado (conocido como El Arrayán), donde se ofrecen áreas de picnic, juegos infantiles, entre otros servicios. En relación con esto, desde su sitio *web* se publicita el parque como un espacio de relajación y desconexión de la rutina, promoviendo la interacción de las personas con la Naturaleza, lo que se hace desde su nombramiento extraoficial como “Santuario de la Naturaleza”.

Así, la protección de este enclave bajo la figura de Santuario de la Naturaleza, sumado a una visión idealizada de los entornos naturales, podría haber contribuido a la urbanización del área próxima al SNLN, representando un atractivo residencial para las personas que buscan alejarse de las zonas urbanas. Esta premisa se refuerza al constatar que, mediante avisos publicitarios en portales inmobiliarios, se ofertan para su venta sitios urbanizados, promocionando una fácil accesibilidad y la cercanía al SNLN (Figura 7).

Figura 7. Publicitación del sitio “Santuario de la Naturaleza el Arrayán”



Señalética informativa en la entrada al parque privado “Santuario de la Naturaleza el Arrayán” (izquierda) y aviso inmobiliario de vivienda cercana al SNLN (derecha).

Fuente: (a) Sitio *web* del Santuario de la Naturaleza el Arrayán (2021) y (b) sitio *web* de “Portal Inmobiliario” (2021).

Por otra parte, al revisar instrumentos de planificación más actuales, destaca el PLADECO de Lo Barnechea correspondiente al periodo 2017–2021 (Municipalidad de Lo Barnechea, 2017), donde se puede apreciar una visión más orientada a la protección de los entornos naturales de la comuna, mencionando planes de sostenibilidad ambiental. Aunque, también se señala como prioritario mejorar la accesibilidad al SNLN como parte del desarrollo territorial y la movilidad urbana, integrándolo, de ese modo, como un servicio ecosistémico para lo urbano.

Es así como, con el fin de resguardar la biodiversidad de este enclave, se elaboró con fondos privados un plan de manejo para el periodo 2020–2030, donde se advierten amenazas de carácter antrópico como, por ejemplo, la entrada de motos y las consecuencias negativas sobre el suelo y las especies tanto animales como vegetales. Sin embargo, no se menciona el efecto de la urbanización actual dentro del área de influencia del SNLN ni tampoco se señala como amenaza una posible expansión de la urbanización hacia esta zona (Wildlife Conservation Society, 2019, p.58).

En relación a la digitalización de edificaciones en el área de estudio (Tabla 3), se contabilizaron un total de 470 edificaciones con fines residenciales fuera de los límites urbanos de la comuna de Lo Barnechea y dentro de un área de influencia (*buffer*) de 5 Km a partir de los límites administrativos del SNLN, donde se identificó que 346 de estas edificaciones corresponden a viviendas, mientras que 93 corresponden a edificaciones auxiliares y 31 se clasificaron como posibles viviendas (además, se contabilizó un total de 174 piscinas). Tanto edificaciones como piscinas se ubican cercanas al único acceso que conecta la zona urbana de Lo Barnechea con el SNLN.

Tabla 3: Total de edificaciones y piscinas en área de influencia. SNLN.

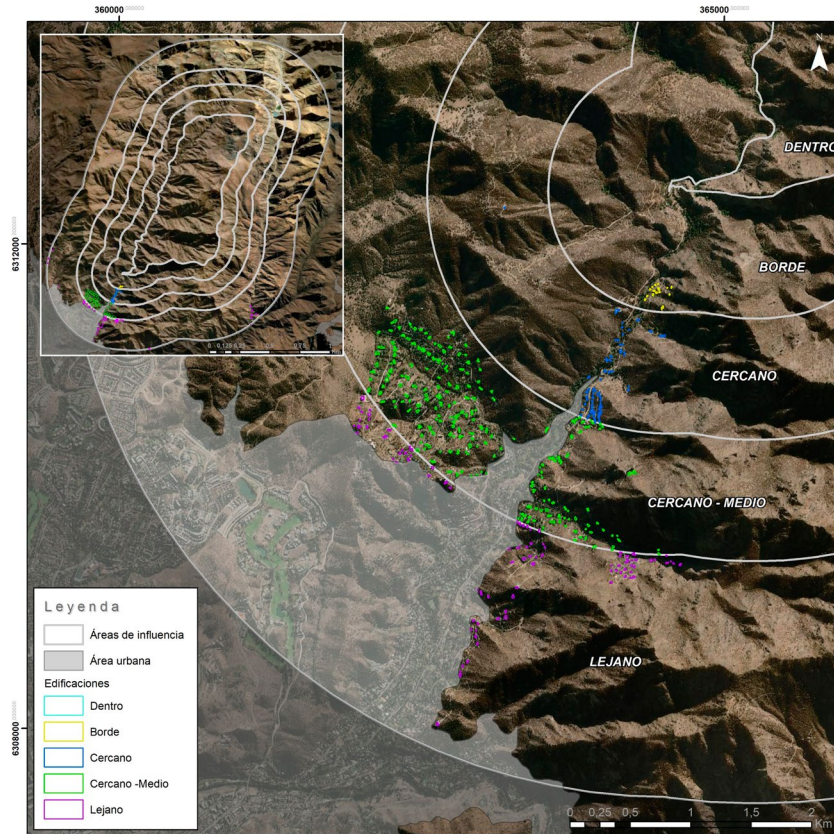
Edificaciones	Dentro	Borde	Cercano	Cercano-Medio	Lejano	Total
Viviendas	0	14	49	189	94	346
Edif. Auxiliares	0	2	15	42	34	93
Posibles viviendas	0	0	2	3	26	31
Total Edificaciones	0	16	66	234	154	470
Piscinas	0	3	8	129	34	174

Fuente: Elaboración propia.

El análisis por zonas de influencia (Figura 8) muestra que la tendencia en cuanto al total de edificaciones catalogadas de vivienda (73,6 %) es a la concentración en la categoría de Cercano-Medio (54,6 %), seguido por la categoría Lejano (27,2 %), datos que correlacionan con la distribución de las piscinas, donde 129 (74,14 %) están ubicadas en el área Cercano-Medio. Esta concentración tanto de viviendas como de piscinas en esta área se debe principalmente a la presencia de las llamadas parcelas de agrado, mientras que las categorías Borde y Cercano cuentan con una menor urbanización, donde la mayor pendiente de esta zona podría ser una posible causa de una ocupación urbanística más reducida. Por último, el área Lejano abarca en su mayor parte área urbana, por lo que solamente se contabilizaron las edificaciones y piscinas fuera de los límites urbanos, donde, al igual que en la categoría Cercano-Medio, se puede apreciar sitios con tipología de parcela de agrado. En esta

zona, la influencia del SNLN es menos patente, ya que en ella predomina un espacio urbanizable.

Figura 8: Edificaciones en el área de influencia de SNLN



Fuente: Elaboración propia

3.2 Síntesis

Los enclaves naturales de por sí son puntos de atracción debido a las características particulares que tienen con relación a los espacios urbanos, especialmente en cuanto a sus servicios ecosistémicos y la idealización de los espacios naturales como una vía de escape de las grandes urbes. En este sentido LBA, LAC y SNLN cumplen este rol dada su localización en la RM, siendo clave su conectividad y proximidad a los centros urbanos de mayor preponderancia a nivel regional.

Si bien, los tres enclaves cuentan con diferentes niveles de protección e instrumentos de planificación que se han ido implementando en diferentes períodos, esto no ha impedido que se encuentren amenazados y afectados por una serie de acciones antrópicas dañinas para sus ecosistemas. Específicamente, este estudio comprende la problemática de la urbanización de estos sitios naturales prioritarios y cómo el mercado inmobiliario se ha beneficiado a través de la mercantilización de la Naturaleza. Lo cual ha sido propulsado por la prensa nacional -que ha destacado la importancia y el atractivo de estos escasos espacios naturales dentro de la RM- y por los anuncios

inmobiliarios de venta de terrenos -que enfatizan en sus atractivos naturales y rurales- que abundan en la *web*.

Lo anterior, se ha visto potenciado sobre un marco normativo que facilitó la proliferación de las llamadas parcelas de agrado, las cuales son posible de apreciar dentro del área de influencia de cada enclave. En este contexto, producto de la convergencia de diferentes actores, y de la preponderancia de los intereses de la sociedad urbanita sobre la sensibilidad conservacionista, debido a lo cual lo urbano ha permeado en estos enclaves, tensionando y transformando su *ethos*.

Con relación a las categorías de análisis, la magnitud e intensidad de las edificaciones vislumbradas en LAC y LBA es considerablemente mayor que la de SNLN. Lo anterior se podría vincular con su geomorfología, que en todo caso tiene influencia cordillerana: los primeros se localizan en sectores más cercanos a valles y una incipiente influencia de la Cordillera de la Costa; y el segundo, es un enclave característico de montaña ubicado en las faldas de la Cordillera de Los Andes.

4. CONCLUSIONES

Los resultados de esta investigación muestran que la urbanización de los enclaves naturales examinados tiene una incidencia real, además de muy próxima y relacionada con éstos. Esto a pesar de las medidas de protección implementadas, que cuentan con vigencias y trayectorias por encima de la década de antigüedad en todos los casos. No obstante, estas iniciativas han contribuido a la visibilización idealizada del entorno. De esta forma, las áreas naturales han adquirido el imaginario de prestadoras de servicios ecosistémicos en un espacio inmediato o cercano a lo urbano.

A tenor de la magnitud y proximidad de la urbanización, se estima que las medidas de protección han resultado ineficaces (por vacías de aplicabilidad y vigilancia) y contradictorias en función del fin pretendido de conservación. Han aportado claramente a la promoción turística de los entornos, y declarado medidas que dialécticamente se alineaban con prácticas sustentables. Sin embargo, lejos de observar acciones concretas con respecto a este avance urbanizador y la mantención del equilibrio ambiental, algunos instrumentos, como los que afectan al SNLN, han reproducido la idea de estos enclaves como un espacio con ventajas diferenciales donde habitar, obviando simultáneamente la incidencia de las viviendas en estos entornos. Los instrumentos de planificación a nivel supracomunal como el PRMS, también han demostrado una palmaria ineficacia para contener el fenómeno, a pesar de que las dinámicas de crecimiento se explican precisamente desde esa escala y la influencia de lo urbano en lo rural/natural.

En todos los casos, la urbanización ha figurado como una fracción importante de las causas de las crisis socioambientales observadas (críticas en dos de las tres áreas de estudio: LHB y LAC), lo que después han repercutido sobre el propio atractivo en términos turísticos. Sin embargo, la consolidación de los espacios es perenne y plantea un problema hacia el futuro. A esto suma que la tipología de parcelas de agrado se ha demostrado como altamente demandante de recursos con relación al espacio frágil que han ocupado, pero incluso así, su crecimiento todavía es posible bajo el contexto normativo actual.

5. BIBLIOGRAFÍA

- ARROYO, M., MARQUET, P., MARTICORENA, C., SIMONETTI, J., CAVIERES, L., SQUEO, F., ROZZI, R. & MASSARDO, F. (2006). Diversidad de ecosistemas: Ecosistemas terrestres. El Hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación. In CONAMA, *Biodiversidad de Chile, Patrimonio y Desafíos* (pp. 94–97). Santiago de Chile: Ocho Libros Editores. Retrieved from: http://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/120068/Kalin%20Arroyo%20MT_Hotspot.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- BAKKER, K. (2005). Neoliberalizing Nature? Market Environmentalism in Water Supply in England and Wales. *Annals of the Association of American Geographers*, 95(3), 542–565. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1467-8306.2005.00474.x>
- BATUCO SUSTENTABLE (2020). Se presenta expediente para declarar Santuario de la Naturaleza al Humedal Laguna de Batuco. Retrieved from <http://www.humedaldebato.cl/portal/index.php/informe-eco/94-se-presenta-expediente-para-declarar>
- CASTREE, N. (2003). Commodifying what nature?. *Progress in Human Geography*, 27(3), 273–297. DOI: <https://doi.org/10.1191/0309132503ph428oa>
- CHARPENTIER, D. (20 DE MARZO 2019). Las impactantes imágenes de la laguna de Aculeo seca por completo. In Bio Bio Chile. Retrieved from <https://www.biobiochile.cl/noticias/sociedad/debate/2019/03/20/las-impactantes-imagenes-de-la-laguna-de-aculeo-seca-por-completo.shtml>
- COMISIÓN NACIONAL DE MEDIO AMBIENTE (2004). *Estrategia para la Conservación de la Biodiversidad de la Región Metropolitana de Santiago*. Santiago de Chile: Comisión Nacional del Medio Ambiente.
- DELGADO, C. (2008). “Urbanización sin fronteras”. El acoso urbanístico a los espacios naturales protegidos. *Boletín de la Asociación Española de Geografía*, (47), 271–310. Retrieved from: <https://bage.age-geografia.es/ojs/index.php/bage/article/view/2039/1952>
- EL MERCURIO. (18 DE NOVIEMBRE DE 2019). Terreno 5002 m2 con vista a Laguna Batuco y Santiago. Lampa. Retrieved from: <https://www.economicos.cl/propiedades/terreno-5002-m2-con-visual-a-laguna-batuco-y-santiago-lampa-codAAPWHMI.html>
- FAIRHEAD, J., LEACH, M., & SCOONES, I. (2012). Green Grabbing: a new appropriation of nature?. *The Journal of Peasant Studies*, 39(2), 237–261. DOI: <https://doi.org/10.1080/03066150.2012.671770>
- HENRÍQUEZ, C., Y AZÓCAR, G. (2007). Propuesta de modelos predictivos en la planificación territorial y evaluación de impacto ambiental. *Scripta Nova*, 11(245). Retrieved from: <http://www.ub.edu/geocrit/sn/sn-24541.htm>
- HIDALGO, R., BORSODORF, A., & PLAZA, F. (2009). Parcelas de agrado alrededor de Santiago y Valparaíso. ¿Migración por amenidad a la chilena?. *Revista de Geografía Norte Grande*, (44), 93–112. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022009000300005>
- ILUSTRE MUNICIPALIDAD DE PAINE (2020). Plan de Desarrollo Comunal de Paine 2020–2025. Documento Diagnóstico. Retrieved from: http://transparencia.paine.cl/Pag_Plan_Desarrollo_Comunal.html
- INSTITUTO NACIONAL DE DERECHOS HUMANOS (2012). Mapa de Conflictos Socioambientales en Chile. Retrieved from <https://mapaconFLICTOS.indh.cl/#/>
- JIMÉNEZ, V., LARRAÍN, J., TRINCADO, B., & CABRERA, F. (2020). Promoted Urbanization of the Countryside: The Case of Santiago’s Periphery, Chile (1980–2017). *Land*, 9(370), 1–20. DOI: <https://doi.org/10.3390/land9100370>
- JORQUERA, F., SALAZAR, A., & MONTTOYA, C. (2017). Nexos espacio-temporales entre la expansión de la urbanización y las áreas naturales protegidas. Un caso de estudio en la Región de Valparaíso, Chile. *Investigaciones geográficas (Chile)*, (54), 41–60. DOI: <https://doi.org/10.5354/0719-5370.2017.48041>

- KOSOY, N. Y CORBERA, E. (2010). Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics*, 69, 1228–1236. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.002>
- MATURANA, F., MORALES, M., PEÑA-CORTÉS, F., PEÑA, M.A., & VIELMA, C. (2021). Urban Growth, Real Estate Development and Indigenous Property: Simulating the Expansion Process in the City of Temuco, Chile. *International Journal of Geo-Information*, 10(101), 1–16. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijgi10020101>
- MATURANA, F., ROJAS, A., & SALAS, R. (2018). Dinámicas espaciales y transición hacia la articulación de espacios metropolitanos. El caso de Temuco y su hinterland, Chile. *Cuadernos Geográficos*, 57(1), 132–154. DOI: <https://doi.org/10.30827/cuadgeo.v57i1.5628>
- MEA. (2005). *Ecosystems and Human Well-being*. Retrieved from <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>
- MINISTERIO DE EDUCACIÓN (1973). Decreto Supremo N° 726. Retrieved from <https://www.bcn.cl/ley-chile/navegar?idNorma=265350>
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE (2021). Laguna de Batuco es declarada Santuario de la Naturaleza por el Consejo de Ministros para la Sustentabilidad. Retrieved from <https://mma.gob.cl/laguna-de-batuco-es-declarada-santuario-de-la-naturaleza-por-el-consejo-de-ministros-para-la-sustentabilidad/>
- MINISTERIO DE VIVIENDA Y URBANISMO (2019). Texto refundido y sistematizado. Ordenanza Plan Regulador Metropolitano de Santiago.
- MUNICIPALIDAD DE LO BARNECHEA (2002). Memoria Plan Regulador Comunal. Retrieved from https://lobarnechea.cl/new/secciones/planoRegulador/mas/Memorias_Memoria_Explicativa.pdf
- MUNICIPALIDAD DE LO BARNECHEA (2017). Plan de Desarrollo Comunal 2017 – 2021. Retrieved from https://www.lobarnechea.cl/wp-content/uploads/2018/01/01_PLADECO-2017-2021.pdf
- NARANJO, G. (2005). Efectos de un instrumento de planificación en el periurbano de Santiago. Caso de estudio: comuna de Til Til. *Scripta Nova*, 9(194). Retrieved from: <http://www.ub.edu/geocrit/sn/sn-194-38.htm>
- ORELLANA, G. (2019, AGOSTO, 8). Suprema acoge demanda por daño al humedal Batuco. Retrieved from <https://www.latercera.com/pulso/noticia/suprema-acoge-demanda-dano-al-humedal-batuco/774909/>
- ORTEGA, J., GIL, E., CEPEDA, I., & CABRERA, J.P. (2020). El greenwashing o como destapar estrategias comerciales de ventas falsas que se apoyan en una filosofía “verde”. En P. Fernandes (Aut.), *Desenvolvimento e coesão territorial*. Simposio llevado a cabo en el XXX Jornadas Luso-Espanholas de Gestão Científica cooperação transfronteiriça, Bragança, Portugal. Retrieved from: https://bibliotecadigital.ipb.pt/bitstream/10198/20440/3/JLE_2020_resume_abstract_final.pdf
- PORTAL INMOBILIARIO (2021). Anuncio Inmobiliario: Casa con linda vista hacia Laguna Aculeo. Retrieved from https://www.portalinmobiliario.com/MLC-575632126-casa-con-linda-vista-hacia-laguna-aculeo-_JM#position=26&search_layout=stack&type=item&tracking_id=f78fc06d-3d5a-4348-a3bd-9a1d6f8a57c4
- PORTAL INMOBILIARIO (2021). Parcelas en Venta. Lo Barnechea. Retrieved from https://www.portalinmobiliario.com/MLC-587265333-gran-parcela-lo-barnechea-_JM#position=5&search_layout=stack&type=item&tracking_id=d0a36886-03aa-4280-97a3-9ccc5d104414
- PRADOS, M.J., BARRAL, M.A., HURTADO, C., & LOURENÇO, J. (2015). On the fringe: tracking and evaluating changes in land use in the areas surrounding three national parks in Spain and Portugal. En M. Czerny & W. Doroszewicz, *Sustainable Development in Peripheral Regions* (pp. 1–18). Varsovia: Warsaw University Press.
- SANTUARIO DE LA NATURALEZA EL ARRAYÁN (2021). Home Santuario de la Naturaleza. Retrieved from

[HTTPS://WWW.SANTUARIODELANATURALEZA.CL/INDEX.HTML](https://www.santuariodelanaturaleza.cl/index.html)

THE NATURE CONSERVANCY. (2018). Plan de conservación Humedal de Batuco, 2018-2023. Retrieved from <https://www.fsancarlos.cl/wp-content/uploads/2021/01/Plan-de-Conservacin-Humedal-Batuco.pdf>

UNIVERSIDAD DE CHILE (2020). Análisis de Balance Hídrico en la Cuenca Laguna Aculeo. Santiago de Chile. Retrieved from: https://www.uchile.cl/documentos/analisis-del-balance-hidrico-en-la-cuenca-de-aculeo-aprendizajes-para-la-gestion-de-recursos-hidricos-frente-a-la-escasez-hidrica_166916_1_5556.pdf

WILDLIFE CONSERVATION SOCIETY (2019). Plan de Manejo Santuario de la Naturaleza Los Nogales 2010 – 2030, Chile. Retrieved from https://interferencia.cl/sites/default/files/plan_de_desarrollo_snl_n_-_wcs.pdf

LAS LIMITACIONES DE LOS ESTUDIOS DE VISIBILIDAD EN EL ANÁLISIS DEL IMPACTO PAISAJÍSTICO. ESTUDIO DE CASO APLICADO A UNA POSIBLE INSTALACIÓN FOTOVOLTAICA EN EL PARQUE NACIONAL DEL TEIDE (TENERIFE, ESPAÑA)

THE LIMITATIONS OF VISIBILITY STUDIES IN THE ANALYSIS OF IMPACTS ON LANDSCAPE. CASE STUDY APPLIED TO A POSSIBLE PHOTOVOLTAIC ENERGY INSTALLATION IN THE TEIDE NATIONAL PARK (TENERIFE, SPAIN)

Juan Israel García Cruz¹, Miguel Francisco Febles Ramírez²

¹ Profesor asociado (Departamento de Geografía e Historia, Universidad de la Laguna, jgarcia@ull.edu.es) ORCID. <https://orcid.org/0000-0001-9034-6678>. ² Geógrafo (GEODOS Planificación y Servicio S.L.U., miguelfebles@geodos.es)

Resumen

El uso de energías renovables es un factor clave para el desarrollo sostenible. No obstante, su implementación en áreas protegidas plantea una disyuntiva entre los beneficios derivados de la producción de energías limpias y los problemas que puede generar su infraestructura.

La comunicación tiene como objetivo el exponer el proceso metodológico llevado a cabo para analizar el impacto paisajístico de una instalación fotovoltaica destinada a reducir la dependencia de los generadores de gasoil que proporcionan energía a parte de las instalaciones situadas en el Parque Nacional del Teide.

Formando parte del estudio de viabilidad, los trabajos se han centrado en valorar la idoneidad de cada una de las cubiertas de los edificios existentes, planteando como hipótesis que aquellas con una menor visibilidad desde su entorno permiten ocultar o minimizar el impacto de la instalación fotovoltaica.

Mediante la implementación de un Sistema de Información Geográfica se ha procedido a modelizar el conjunto de cubiertas y su entorno geográfico, obteniendo parámetros que han permitido medir su visibilidad, pero también demostrado sus limitaciones como factor determinante de los posibles impactos.

Los resultados han contribuido en la toma de decisiones sobre la viabilidad global del proyecto.

Palabras clave: Área protegida, instalación fotovoltaica, cubiertas, visibilidad, impacto visual.

Abstract

The use of renewable energy is a key factor for sustainable development. However, its implementation in protected areas poses a dilemma between the benefits derived from the production of clean energy and the problems that its infrastructure may generate.

The objective of this communication is to present the methodological process carried out to analyze the landscape impact of a photovoltaic installation aimed at reducing dependence on diesel generators that provide energy to part of the facilities located in the Teide National Park.

As part of the feasibility study, the work has focused on assessing the suitability of each of the roofs of existing buildings, hypothesizing that those with less visibility from their surroundings allow hiding or minimizing the impact of the photovoltaic installation.

Through the implementation of a Geographic Information System, the set of roofs and their geographic surroundings have been modeled, obtaining parameters that have made it possible to measure their visibility, but also demonstrate their limitations as a determining factor of its possible impacts.

The results have contributed to decision-making on the overall viability of the project.

Keywords: Protected area, photovoltaic installation, roofs, visibility, visual impact.

1. INTRODUCCIÓN

El uso de energías renovables, y la consecuente reducción de la dependencia de combustibles fósiles, se engloba en el objetivo de desarrollo sostenible (ODS) número 7 (energía asequible y no contaminante), junto al acceso universal y eficiencia energética (UN, 2018). No obstante, el conjunto de energías que agrupan reúne fuentes de distinta naturaleza.

Tomando en cuenta el criterio establecido por el Directiva 2003/54/CE sobre el mercado interior de electricidad, se consideran energías procedentes de fuentes renovables la eólica, solar, aerotérmica, geotérmica, hidrotérmica y oceánica, hidráulica, biomasa, gases de vertedero, gases de plantas de depuración y biogás, por lo que, dependiendo de la fuente de energía que se trate, su uso no es completamente inocuo, mostrando distintas ventajas e inconvenientes.

Para el caso de la energía solar. Su aprovechamiento mediante instalaciones fotovoltaicas parte de una fuente gratuita, inagotable y limpia, teniendo una elevada calidad energética. Esta característica evita inconvenientes, como la generación de CO₂, ruido o partículas contaminantes, pero no está exenta por completo, al depender del comportamiento de la radiación solar, así como requerir de instalaciones que ocupan superficie y alteran el paisaje.

Con todo ello, aunque el uso de energías renovables es comparativamente más acertado que la dependencia de combustibles fósiles, dependiendo de la fuente de origen, la tecnología que lo desarrolla y su tamaño, así como el entorno en el que se

localiza, existen distintos impactos negativos que deben ser considerados.

En el marco de la Unión Europea, la Directiva 2009/28/CE, relativa al fomento de uso de energía de fuentes renovables, estableció que en 2020 este tipo de energía debía suponer 20% del consumo total, objetivo que el Parlamento Europeo ha incrementado al 32% para 2030.

Teniendo en cuenta esta referencia, según datos de la International Energy Agency (IEA) y servicio estadístico de las Naciones Unidas, España ha pasado de un 10,6% del consumo total de energía final de carácter renovable en 1990, al 15,6% en 2017, teniendo su máximo en 2014, con el 17,4%.

En el marco de las políticas que incentivan este cambio en las formas de producción y consumo de energía, desde hace varias décadas se fomenta la implantación de infraestructuras destinadas a la producción de energía procedente de fuentes renovables, destacando la hidroeléctrica, eólica y solar como aquellas con una mayor capacidad de generación en la actualidad (IRENA, 2020).

Para el ámbito que nos ocupa, el Plan Director de la Red de Parques Nacionales (Real Decreto 389/2016) en su directriz 3.2.4, sobre las infraestructuras e instalaciones, cita en su apartado “d” el objetivo de optimizar la eficiencia energética y, en la medida de lo posible, utilizar energías renovables, añadiendo en el “f” el de minimizar el consumo de energía y combustibles fósiles. No obstante, en su apartado “a” se indica, desde en principio, que este conjunto de infraestructuras e instalaciones deberán ser compatibles con los valores naturales, integrándose de forma armoniosa en el entorno.

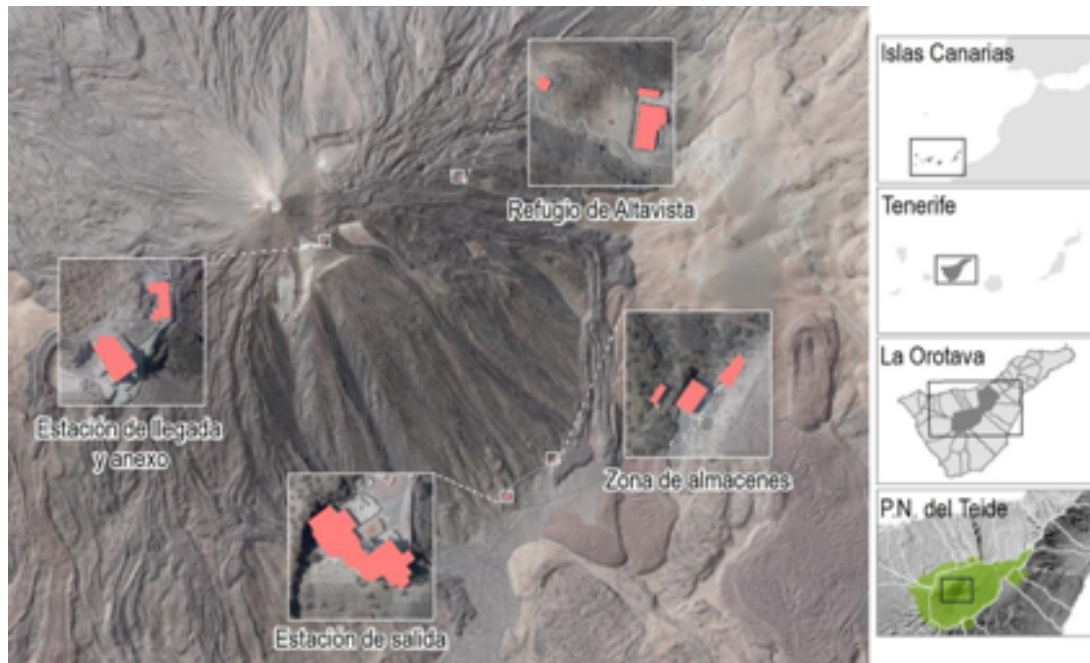
En estos mismos términos se expresa el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional del Teide (PRUG) (Decreto 153/2020), condicionando la implantación de instalaciones destinadas a la generación de energía renovable a su adecuación con los valores del entorno y mínimo impacto.

Con todo ello, el presente trabajo forma parte de los estudios realizados para valorar la viabilidad de una instalación fotovoltaica que reduzca la dependencia de los generadores de gasoil que proporcionan energía al teleférico situado en el Parque Nacional del Teide. Para ello, cumpliendo con lo establecido en su PRUG, se plantea el uso de las cubiertas de las edificaciones vinculadas a este equipamiento como localización que evite el consumo de suelo y permita ocultar la instalación o al menos minimizar su impacto paisajístico.

2. CONTEXTO DE PARTIDA

Con una superficie total de 189,9Km² el Parque Nacional de Teide supone el 9,34% de la isla de Tenerife (islas canarias), localizándose en la zona más elevada de la isla.

Formando parte del conjunto de equipamiento y dotaciones de uso público, el Teleférico del Teide y Refugio de Altavista son las dos instalaciones que se emplazan sobre el estratovolcán, dando servicio a quienes ascienden, ya sea mediante el uso del teleférico o quienes pernoctan en el refugio en el recorrido a pie hacia la cumbre.

Figura 1. Localización del ámbito de estudio

Fuente: Mapa topográfico 1:5.000 (GRAFCAN, 2014), Ortoexpress (GRAFCAN, 2018), Modelo Digital de Elevaciones (IGN, 2009). Límites municipales (GRAFCAN), Continentes (Diva-Gis Free Data). Límite Parque Nacional (CNIG). Elaboración propia.

Al tratarse de instalaciones aisladas de la red de servicio convencional, dependen de la energía generada por sus propios grupos electrógenos, requiriendo actualmente del gasoil para su alimentación.

Dentro del marco de responsabilidad social corporativa de la empresa gestora, se han iniciado estudios destinados a la consideración de la viabilidad de distintas tecnologías destinadas a reducir la dependencia del gasoil, planteando el aprovechamiento de la propia inercia de frenado del teleférico (frenado regenerativo), así como el aprovechamiento de la energía solar mediante instalaciones fotovoltaicas.

En el caso de esta última, se trata de una instalación de módulos (placas) en hileras, que busca localizarse en áreas ya transformadas por la edificación, emplazando el resto de componentes en las mismas, con el objetivo de reducir su presencia y evitar nuevas ocupaciones de suelo.

3. MARCO TEÓRICO

Aunque la consideración del paisaje en la localización óptima de instalaciones de energías renovables es un criterio que tiende a repetirse (Domínguez, 2002; Rigali y González, 2011; Gutiérrez, 2018), el estudio de la visibilidad y su modelización informática tiende a limitarse a la consideración de lo visible desde determinados puntos de observación (por decisión discrecional), atribuyendo habitualmente una percepción negativa que presupone su inconveniencia al margen de la percepción social (van der Hors y Lozada, 2010; Frolova et al, 2014).

Este planteamiento responde a un posicionamiento político-técnico que valora positivamente la posibilidad de ocultar el uso o infraestructura, sobre todos aquellos que potencialmente pueden dar lugar a algún tipo de respuesta social, vinculada a la preocupación por la posible transformación del territorio (Frolova et al., 2014). Por este motivo, siguiendo el planteamiento defendido por van der Hors y Lozada (2010), aunque solicitado por motivos aparentemente ambientales, los estudios de visibilidad responden más a una necesidad de ocultar o minimizar la presencia de un uso o infraestructura de la población que puede identificarlos, prestando especial atención a las áreas desde las que pueden ser observados.

Tomando en cuenta este enfoque, el estudio que abarcamos parte de este punto de vista, donde el interés se centra en valorar la posibilidad de hacer pasar inadvertida la instalación, como uno de los factores que le permitan superar el proceso técnico-jurídico para su autorización administrativa.

Cabe señalar como la especial sensibilidad de un área protegida potencia la disyuntiva entre el incentivo de este tipo de energías en su modelo de gestión (Atauri et al., 2018) y los impactos negativos a los que un desarrollo inadecuado pueden dar lugar (US. Department of Energy, 2012), máxime cuando la instalación no responde a una planificación integral del territorio (Prados et al., 2012), presuponiendo una valoración negativa al margen de su concepción social (der Hors y Lozada, 2010; Frolova et al., 2014).

4. ENCARGO, OBJETIVOS Y PLANTEAMIENTO

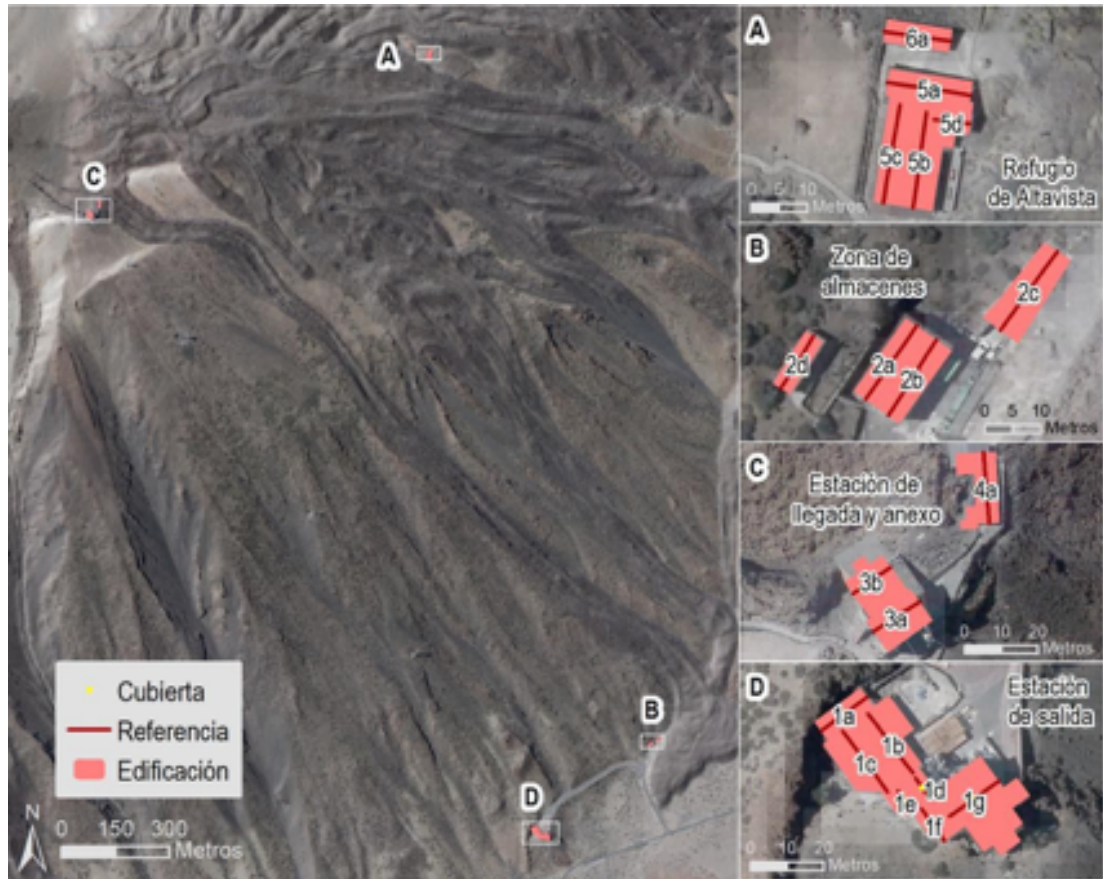
Con el objetivo de valorar la visibilidad de la instalación (criterio de decisión) y que su localización debe limitarse a las edificaciones existente; el principal objetivo del estudio se ha centrado en identificar el conjunto de cubiertas que podrían albergar la instalación fotovoltaica, siendo aquellas en las que el impacto visual sea menor o nulo. Para ello, como objetivos secundarios se han fijado los de modelizar el conjunto de cubiertas, así como su entorno geográfico, como base para determinar y valorar su visibilidad.

La hipótesis de partida plantea la viabilidad de aquellas cubiertas cuya inclinación y orientación, en relación con el entorno, permite ocultar los módulos fotovoltaicos de forma efectiva, obteniendo una aproximación de la superficie que puede ser empleada para este fin, cuestión clave para su viabilidad técnica.

Sobre esta base, el estudio parte de una serie de premisas que han configurado su desarrollo, siendo las siguientes:

- 1º Las instalaciones fotovoltaicas se localizarán exclusivamente en las cubiertas de alguna de las edificaciones vinculadas al Teleférico y Refugio (ver figura 2 y tabla 1).
- 2º Las áreas desde las que podrá observarse la presencia de los módulos fotovoltaicos son las inversamente visibles desde las cubiertas de las edificaciones dónde pretenden implantarse.
- 3º El impacto visual (alternación con respecto el escenario de partida – alternativa cero) se entenderá cuando la cubierta pueda ser observada desde áreas de tránsito de personas y/o vehículos.

Figura 2. Localización del conjunto de cubiertas consideradas en el estudio



Fuente: Mapa topográfico 1:5.000 (GRAFCAN, 2014), Ortoexpress (GRAFCAN, 2018), Modelo Digital de Elevaciones (IGN, 2009). Elaboración propia.

Tabla 1. Listado de cubiertas por edificio

Código	Edificio	X	Y
1a	Estación de salida	340480,2731	3126488,391
1b		340493,0156	3126480,386
1c		340486,1101	3126475,346
1d		340501,7866	3126468,202
1e		340497,2027	3126464,379
1f		340504,6859	3126458,014
1g		340515,9618	3126465,21
2a	Cuarto de motores	340808,0769	3126723,393
2b		340811,8721	3126720,68
2c	Almacenes	340832,594	3126736,211
2d		340791,3659	3126723,415
3a	Estación de llegada	339245,8	3128197,397
3b		339239,0657	3128207,303
4a	Anexo llegada	339270,3749	3128232,644
5a	Refugio	340192,5469	3128657,591
5b		340190,9081	3128644,933
5c		340185,8593	3128645,97
5d		340196,6421	3128651,72
6a	Anexo refugio	340190,5292	3128666,977

Fuente: Elaboración propia.

3. METODOLOGÍA Y FUENTES

Dadas las características del estudio y su marcada componente territorial, se ha optado por la implementación de un Sistema de Información Geográfica (SIG) como principal herramienta destinada a la modelización del conjunto de cubiertas seleccionadas, así como su entorno geográfico.

3.1. La modelización del campo visual de cada cubierta

Partiendo de cada una de las edificaciones identificadas en el mapa topográfico 1:5.000 de 2014, se ha realizado un primer cribado de edificaciones, descartando aquellas cuyas condiciones desaconsejan la localización de placas sobre su cubierta (por encontrarse soterrada o no cumplir un mínimo de superficie necesaria).

Una vez resuelto este punto, se ha identificado cada edificación con un número y el conjunto de cubiertas que lo componen con letras (Ej. 1a, 1b, 1c). Para ello, con el apoyo de la fotografía aérea del vuelo de 2018 y comprobación en campo, se ha dividido el techo de cada edificación en función del conjunto de cubiertas que lo componen,

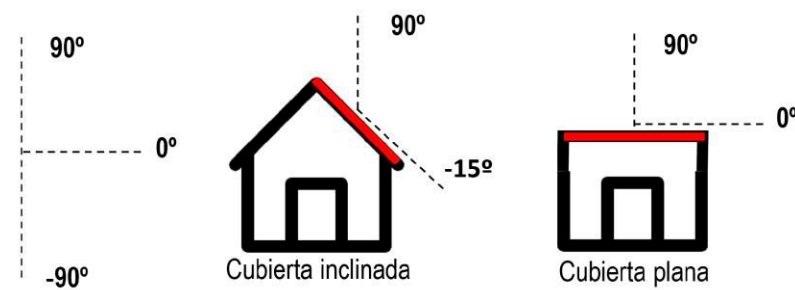
entendiendo por cubierta la superficie de techo destinada a dar resguardo al edificio, presentando unas características de inclinación y orientación que las distinguen del resto (ver figura 2).

De este modo, los principales parámetros que han determinado la modelización de cada cubierta han venido dados por la combinación de su localización, orientación e inclinación.

Como primer parámetro, la localización parte de su ubicación en el territorio, tomando como referencia las coordenadas extraídas del mapa topográfico 1:5.000 (ver figura 2 y tabla 1). Esta variable es esencial, dado que el relieve de su entorno facilitará u obstaculizará su campo de visión.

A este se añade la inclinación de la cubierta y lo que esto puede suponer en la determinación del ángulo de observación vertical. Así, mientras las cubiertas planas desarrollan ángulos de 0 y 90°, las cubiertas inclinadas amplían su ángulo de visión (ver figura 3).

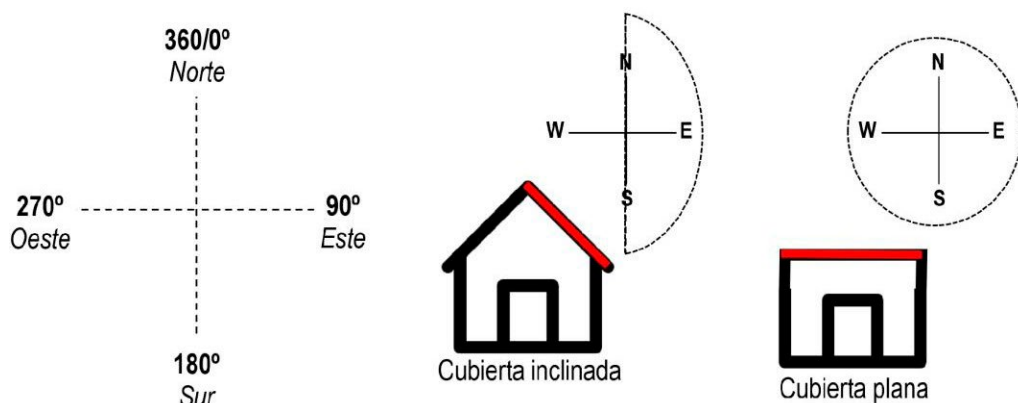
Figura 3. Parámetros utilizados para la estimación del ángulo vertical



Fuente: Elaboración propia.

Por último, y no menos importante, el ángulo horizontal o azimut determina el campo de visión sobre los 360° a su alrededor, siendo total en el caso de las cubiertas planas y limitado en el de las inclinadas (ver figura 4).

Figura 4. Parámetros utilizados para la estimación del ángulo horizontal (Azimut)



Fuente: Elaboración propia.

Con todo ello, se han obtenido una serie de parámetros clave para la determinación de la visibilidad de cada cubierta (ver tabla 2). En este sentido, partiendo de la premisa número 2, éstos han permitido delimitar las áreas visibles desde cada cubierta, entendiendo que, de forma inversa, observadores localizados en ellas podrán visualizar dicha cubierta (ver mapa 2).

Tabla 2. Parámetros establecidos para la estimación de las cuencas visuales

CODIGO	EDIFICIO	Ángulo horizontal		Ángulo vertical	
		Inicial	Final	Inicial	Final
1a	Estación de Salida	235	55	90	-15
1b	Estación de Salida	320	140	90	-15
1c	Estación de Salida	140	320	90	-15
1d	Estación de Salida	320	140	90	-15
1e	Estación de Salida	140	320	90	-15
1f	Estación de Salida	145	325	90	-15
1g	Estación de Salida	55	235	90	-40
2a	Cuarto de motores	215	35	90	-15
2b	Cuarto de motores	35	215	90	-15
2c	Almacenes	0	360	90	0
2d	Almacenes	0	360	90	0
3a	Estación de Llegada	55	240	90	-40
3b	Estación de Llegada	240	55	90	-40
4a	Anexo llegada	0	360	90	0
5a	Refugio	280	100	90	-15
5b	Refugio	10	190	90	-15
5c	Refugio	190	10	90	-15
5d	Refugio	100	280	90	-15
6a	Anexo Refugio	0	360	90	0

Fuente: Elaboración propia.

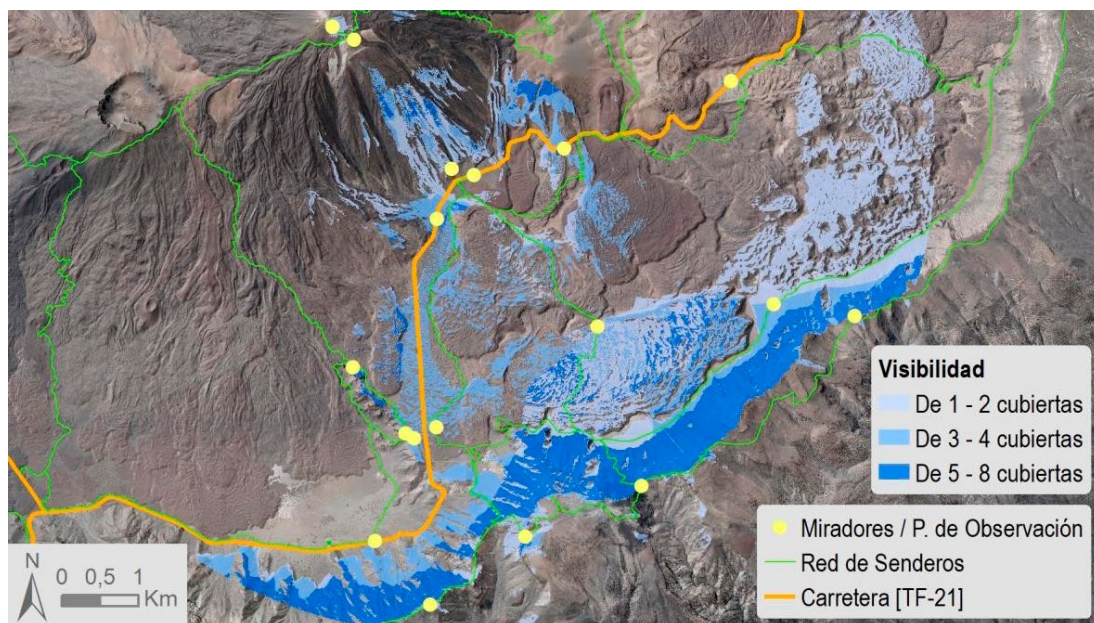
4.2. Modelización del entorno geográfico

Como primera aproximación, a partir de un Modelo Digital de Superficies a 5 metros de precisión (tamaño pixel) de 2009 y, tomando en cuenta los parámetros de localización, ángulo vertical y horizontal de cada cubierta, se han obtenido las áreas geográficas (cuencas o campos) visibles desde cada cubierta o, considerándolo desde el punto de vista inverso, las áreas desde las que puede observarse cada una (ver figura 5).

Partiendo de que la visibilidad se vincula a la percepción humana, esta combina la presencia del objeto y sus posibles observadores.

En este sentido, desde un punto de vista antrópico, se ha considerado a los visitantes como únicos observadores y las áreas por las que pueden transitar como posibles puntos de observación. Apartir de esta concepción, se han seleccionado los miradores, red de senderos oficial, así como la carretera que atraviesa el parque, como principales áreas de observación, añadiendo un conjunto de puntos de control/observación utilizados como referencia para el trabajo de campo (ver figura 5).

Figura 5. Áreas visibles desde las edificaciones y cubiertas consideradas en el estudio



Fuentes: Mapatopográfico: 5.000 (GRAFCAN, 2014), Ortoexpress (GRAFCAN, 2018), Modelo Digital de Elevaciones (IGN, 2009). Red de senderos (IGN, 2020). Elaboración propia.

Como resultado, la relación entre las áreas resultantes de cada cuenca o campo visual y la presencia de áreas de observación (o posible concentración de observadores), ha permitido acotar territorialmente los ámbitos en los que debían centrarse el trabajo de campo.

En una segunda aproximación, una vez identificadas y delimitadas las áreas potenciales de observación, se procedió a la realización de una comprobación en el terreno.

Esta tendría como principal objetivo el de concretar los parámetros necesarios para valorar definitivamente la visibilidad de cada cubierta, tomando como referencia de partida el trabajo de Mérida et al., 2010.

De este modo, el planteamiento de la visibilidad se enriquecería mediante la consideración de tres variables fundamentales, esto es, la distancia y orientación del posible observador, así como la relevancia del objeto en su entorno.

A) LA DISTANCIA: En la medida que el observador se sitúa de forma más alejada a la cubierta (objeto), su capacidad para observarla se reduce (visibilidad). Este principio, comprobado en campo, introduce un condicionante clave. Si bien hemos identificado un conjunto de áreas de observación, en la medida que éstas se sitúan a

una mayor distancia, la observación de las cubiertas de las edificaciones se reduce hasta el punto de que apenas pueden ser diferenciadas de su entorno.

Imagen1. Vista de la estación de salidas desde el mirador situado al pie del Teide



Coordenadas (X:340347,46/Y:3125874,47)/Distancia a la edificación: 600 metros.

Fuente: Elaboración propia (10 de agosto de 2020).

Imagen2. Vista ampliada de la estación de salidas desde el mirador situado al pie del Teide



Fuente: Elaboración propia (10 de agosto de 2020).

Imagen3. Vista de la estación de salida y llegadas de el mirador situado en Roques de García



Coordenadas (X:339959,38/Y:3123129,29)/Distancia a las edificaciones: Estación de salida 3,4 Km - Estación de llegada 5,1 Km.
Fuente: Elaboración propia (10 de agosto de 2020).

Imagen4. Vista ampliada de la estación de salida y llegadas de el mirador situado en Roques de García

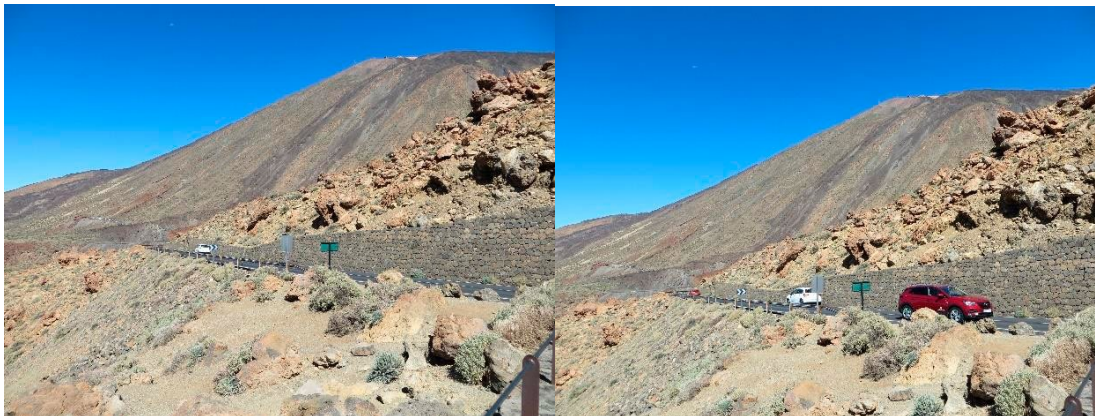


Fuente: Elaboración propia (10 de agosto de 2020).

Las imágenes de la 1 a la 4 permiten comprobar este planteamiento, siendo evidente el efecto que produce la distancia en el observador, por lo que, a partir de las referencias obtenidas en campo, es posible definir posibles distancias.

B) LA ORIENTACIÓN: Prestando especial atención a los miradores, estos están concebidos para dar prioridad a un determinado campo visual. Por este motivo, existen algunos puntos en los que la visión de las edificaciones queda en un segundo plano, al no formar parte del campo visual principal.

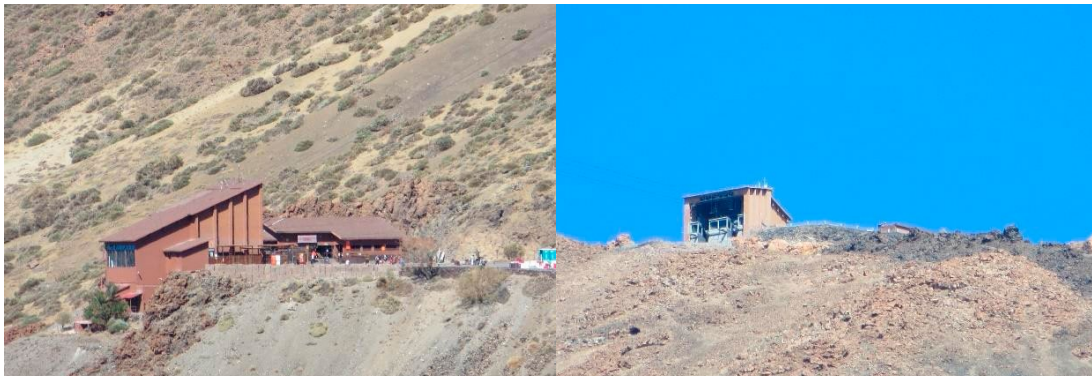
Imagen 5. Vista de la estación de salida y llegada desde el mirador Tabonal Negro



Coordenadas (X:341993,28/Y:3126813,25)/Distancia a las edificaciones: Estación de salida 1,5 Km - Estación de llegada 3 Km.

Fuente: Elaboración propia (10 de agosto de 2020).

Imagen6. Vista ampliada de la estación de salida y llegada desde el mirador Tabonal Negro



Fuente:Elaboración propia(10deagostode2020).

Para el caso expuesto como ejemplo (imagen 5 y 6). Si bien las edificaciones pueden ser observadas desde el mirador, estas quedan a espaldas de la vista principal o aquella para la que ha sido concebido, por lo que se entiende que la visibilidad de las edificaciones es relativa.

C) LA RELEVANCIA: Entendiendo el paisaje como el conjunto de componentes que lo conforman, su presencia, tamaño, forma, color, orientación, entre otros parámetros, determina la predominancia de alguno de ellos sobre los demás. En este sentido, la visión de conjunto puede hacer que la presencia de un elemento (como puede ser una instalación fotovoltaica) se relativice al existir otros elementos más llamativos o relevantes.

Imagen7. Vista de los paneles fotovoltaicos situados en el centro de visitantes



Vista frontal desde la carretera
 Coordenadas(X:346418,75/Y:3131854,52)



Vista posterior desde el inicio del sendero hacia La Fortaleza Coordenadas(X:346355,29/Y:3131950,93)
 Fuente:Elaboración propia(10deagostode2020).

La imagen 7 evidencia como la presencia de una instalación fotovoltaica, aunque visible, puede relativizarse en función del punto de observación y el conjunto de elementos que comparte en cada cuenca o campo visual.

Considerando estos tres parámetros (distancia, orientación, relevancia), es posible ajustar las variables utilizadas para la valoración de la visibilidad de las cubiertas (superficie visible, puntos de observación, red de senderos y red de carreteras), pudiendo plantear un escenario más ajustado al contexto territorial.

De este modo, se plantearon los siguientes:

A) Sobre la superficie visible: A partir de las observaciones llevadas a cabo en campo para obtener referencias sobre las distancias, ésta se dividió en tramos de 600 metros, considerando que, cuanto más próxima sea la distancia con la cubierta, mayor es el impacto visual y viceversa. De este modo, la superficie a considerar sería aquella situada por debajo de los 3 Km de distancia, dado que por encima de la misma se ha comprobado que las edificaciones no son visibles a plena vista.

B) Sobre los miradores y puntos de observación: Se aplica el mismo criterio anterior, en cuanto a distancia, y se añade la consideración del campo visual principal (orientación). En este segundo caso, se valora como mayor impacto paisajístico el que el campo visual principal se oriente hacia áreas en las que se sitúan alguna de las edificaciones evaluadas. De este modo, se considera aquellos puntos situados a menos de 3 Km orientados hacia las edificaciones/cubiertas.

C) Sobre la red de senderos: Se aplica el mismo criterio de distancia y se descarta la orientación, al poder ser transitados en ambos sentidos. Así, se valora la longitud de senderos situados por debajo de un área de influencia de 3 Km en torno a la superficie visible.

D) Sobre la red de carreteras: Tomando en cuenta la velocidad media de los tramos afectados, se descarta como variable en la valoración. El trabajo de campo evidenció que las edificaciones eran apenas perceptibles desde la carretera.

En cuanto a la relevancia. Esta no se tradujo en criterios concretos, aunque se entiende incluida en la consideración de la distancia (cuanto más se separa del observador, menor es la relevancia en el conjunto del paisaje) y orientación (si no forma parte del campo visual principal, su relevancia se reduce en el conjunto del paisaje observado).

4. RESULTADOS

La aplicación de la propuesta metodológica permitió la obtención de valores cuantitativos para cada una de las variables consideradas (superficie visible, senderos, miradores y puntos de observación), traducidos en superficies y longitudes a distintas distancias del objeto observado. A partir de estos valores se determinaría la visibilidad

mediante la proposición de criterios que acotaran el tipo (prácticamente nula, muy baja, baja, media, alta, muy alta) en función de diferentes parámetros a cumplir en cada variable.

En primer lugar, los valores cuantitativos para cada variable fueron los siguientes:

A. SUPERFICIE VISIBLE. La relación entre superficie visible y distancia al edificio/cubierta observado permitió descartar un considerable número de hectáreas situadas a más de 3Km, y lo que estos supone en la capacidad de observación desde esos puntos (ver tabla 3).

Tabla 3. Distribución de la superficie visible en función de la distancia que la separa del edificio/cubierta observado

EDIFICIO	CODIGO	Total	600m	1200m	1800m	2400m	3000m	3600m	4200m	4800m	5400m	6000m
Estación de Salida	1a	23,35	2,11	16,84	4,40							
	1b	363,76	25,99	69,75	36,32	20,88	7,53	26,73	22,51	87,92	44,62	21,53
	1c	583,29	11,62	24,53	31,22	33,36	71,55	50,74	80,50	114,25	56,45	109,08
	1d	374,11	26,93	71,11	44,26	21,32	7,52	26,59	22,40	87,92	44,54	21,51
	1e	610,23	24,95	41,50	33,95	33,24	68,05	49,18	79,81	113,25	56,22	110,08
	1f	607,21	32,66	50,77	39,61	33,69	66,32	46,58	78,74	95,40	52,26	111,19
	1g	881,69	14,31	40,95	74,36	55,79	79,44	77,66	102,78	202,31	100,80	133,28
Cuarto de motores	2a	10,11	0,73	9,38								
	2b	130,40	3,34	6,38	2,75	4,53	3,55	1,98		0,97	19,04	87,85
Almacenes	2c	36,68	1,78	23,46	1,43							
	2d	167,36	4,08	27,81	5,54				17,50	66,18	27,10	19,16
Estación de llegada	3a	776,45	0,06				35,40	148,46	177,94	250,85	97,48	66,25
	3b	5,59	5,59									
Anexo llegada	4a	5,14	5,14									
Refugio	5a	0,47	0,47									
	5b	668,54	0,18					32,18	93,09	248,81	150,69	143,56
	5c	2,29	2,29									
	5d	686,68	3,04					5,55	122,31	316,54	146,61	92,62
Anexo refugio	6a	3,20	3,20									

Unidades: Hectáreas.

Fuente: Elaboración propia.

B. MIRADORES Y PUNTOS DE OBSERVACIÓN. La combinación de las variables distancia y orientación nos permite descartar aquellos miradores y puntos situados a más de 3Km u orientados en sentido contrario al edificio/cubierta observado. De este modo, se deja de dar la misma importancia a puntos o miradores cuya distancia influye directamente en la capacidad de observación desde cada uno de ellos, dando valor a los más próximos (ver tabla 4).

Tabla 4. Distribución de la superficie visible en función de la distancia que la separa del edificio/cubierta observado

Edificio	CODIGO	Total	600m	1200m	1800m	2400m	3000m	3600m	4200m	4800m	5400m	6000m
Estación de Salida	1a	0										
	1b	0		NO								
	1c	5					1	2		1	1	
	1d	0		NO								
	1e	4						2		1	1	
	1f	3						2		1		
	1g	3		NO				2		1		
Cuarto de motores	2a	0										
	2b	0										
Almacenes	2c	0										
	2d	1								1		
Estación de llegada	3a	6					1			2	2	1
	3b	1	1									
Anexo llegada	4a	2	2									
Refugio	5a	0										
	5b	4								2	2	
	5c	0										
	5d	4								2	2	
Anexo refugio	6a	0										

Unidades: Hectáreas.

No=No orientado hacia el edificio/cubierta Fuente: Elaboración propia.

C) RED DE SENDEROS. Al igual que en los casos anteriores, la distancia se entiende como un factor clave que limita la capacidad de visión, por lo que se aplica esta relación como criterio clave que ajuste su valor. Así, considerando el área visible total, se opta por considerar los tramos de senderos ubicados dentro de un radio de acción de 3 Km entorno al edificio/cubierta observada (ver tabla 5).

Tabla 5. Distribución de la longitud de senderos en función de la distancia que los separa del edificio/ cubierta observado

EDIFICIO	CODIGO	Total	600m	1200m	1800m	2400m	3000m	3600m	4200m	4800m	5400m	6000m
Estación de Salida	1a	0,0										
	1b	1,00			0,40	0,04	0,13				0,25	0,18
	1c	4,97	0,17	0,29	0,28	0,01	0,27	0,47	0,52	2,22	0,52	0,22
	1d	1,59	0,06	0,30	0,62	0,04	0,13				0,25	0,18
	1e	4,80	0,17	0,28	0,26	0,01	0,19	0,43	0,52	2,22	0,50	0,22
	1f	4,39	0,20	0,27	0,30	0,01	0,09	0,44	0,51	2,14	0,21	0,21
	1g	6,28	0,16	0,41	0,92	0,05	0,39	0,48	0,52	2,21	0,73	0,39
Cuartodermotores	2a	0,00										
	2b	0,45	0,00								0,21	0,24
Almacenes	2c	0,00										
	2d	1,95								1,00	0,72	0,23
Estación de llegada	3a	10,15	0,01				0,62	1,20	1,38	4,29	1,52	1,12
	3b	0,93	0,93									
Anexo llegada	4a	0,97	0,97									
Refugio	5a	0,00										
	5b	5,58	0,01							2,69	1,46	1,41
	5c	0,14	0,14									
	5d	6,10	0,22						0,38	3,43	1,35	0,72
Anexo refugio	6a	0,18	0,18									

Unidades: Km Fuente: Elaboración propia.

En segundo lugar, a partir de los datos obtenidos para cada una de las variables consideradas, se procedió a establecer un conjunto de criterios que permitieran valorar la visibilidad. Estos se apoyarían en las observaciones de campo, como sistema de verificación que ha permitido comprobar la efectividad de los resultados obtenidos.

En concreto, los criterios aplicados a este caso han sido los siguientes:

Visibilidad prácticamente nula: Corresponde con cubiertas con campos visuales por debajo de las 40ha de superficie, en ellos no se localiza ningún mirador o punto de observación, así como senderos de la red oficial.

Visibilidad muy baja: Sosteniendo campos visuales por debajo de 40ha, en ellos se localizan menos de 2 puntos de observación y/o miradores, así como menos de 1Km de senderos oficiales.

Visibilidad baja: Con campos visuales por debajo de las 500ha de superficie, en ellos concurren menos de 2 puntos de observación y/o miradores, así como una longitud máxima de 2Km de senderos oficiales.

Visibilidad media, alta o muy alta: A estas tipologías se asociarían las cubiertas por encima de las 500ha de superficie, con más de 2 puntos de observación o miradores en su interior, así como afectar a más de 2Km de senderos oficiales. Para estos casos no ha sido preciso diferenciarlos, dado que en ninguno de las cubiertas se superaron los límites propuestos anteriormente (ver tabla 6).

Tabla 6. Resultado de la aplicación de los criterios de valoración propuestos

EDIFICIO	CODIGO	SUPERFICIE		OBSERVADORES*		SENDEROS		VALORACIÓN VISIBILIDAD
		Ha	Valor	Número	Valor	Km	Valor	
Estación de Salida	1a	23,35	<40ha	0	Ninguno	0,00	Ninguno	Prácticamentenula
	1b	160,46	<500ha	0	Ninguno	0,57	<1Km	Baja
	1c	172,29	<500ha	1	<2	1,03	<2Km	Baja
	1d	171,14	<500ha	0	Ninguno	1,16	<2Km	Baja
	1e	201,69	<500ha	0	Ninguno	0,91	<1Km	Baja
	1f	223,05	<500ha	0	Ninguno	0,87	<1Km	Baja
	1g	264,85	<500ha	0	Ninguno	1,94	<2Km	Baja
Almacenes	2a	10,11	<40ha	0	Ninguno	0,00	Ninguno	Prácticamentenula
	2b	20,55	<40ha	0	Ninguno	0,00	<1Km	Muybaja
	2c	36,68	<40ha	0	Ninguno	0,00	Ninguno	Prácticamentenula
	2d	37,43	<40ha	0	Ninguno	0,00	Ninguno	Prácticamentenula
Estación de llegada	3a	35,47	<40ha	1	<2	0,63	<1Km	Muybaja
	3b	5,59	<40ha	1	<2	0,93	<1Km	Muybaja
Anexo llegada	4a	5,14	<40ha	2	<2	0,97	<1Km	Muybaja
Refugio	5a	0,47	<40ha	0	Ninguno	0,00	Ninguno	Prácticamentenula
	5b	0,18	<40ha	0	Ninguno	0,01	<1Km	Muybaja
	5c	2,29	<40ha	0	Ninguno	0,14	<1Km	Muybaja
	5d	3,04	<40ha	0	Ninguno	0,22	<1Km	Muybaja
Anexo refugio	6a	3,20	<40ha	0	Ninguno	0,18	<1Km	Muybaja

5 CONCLUSIONES

El estudio de la visibilidad supone la consideración de un objeto y sus propiedades espaciales, relacionándolas con las características de su entorno (topografía – obstáculos), con el fin de determinar el campo o cuenca visual que concrete el área desde la que podría ser observado.

Este primer ejercicio, desde el punto de vista de la abstracción cartográfica (condicionada por un modelo de datos informático), supone un conjunto de decisiones que puede condicionar sus resultados, yendo desde la localización, superficie, inclinación y orientación del objeto, las características del relieve y obstáculos (naturales o no) hasta la distancia del observador, entre otros factores a considerar.

Los aspectos anteriormente citados pueden ser modelizados a través de un SIG, siendo una herramienta clave para implementar el conjunto de decisiones sobre la representación del objeto y sus características, la topografía y obstáculos presentes en su entorno, así como de delimitación de las cuencas o campos visuales. De este modo, se permite conocer el conjunto de objetos observados y desde dónde pueden serlo, al margen de su valoración como algo positivo o negativo.

Su valoración, desde un punto de vista antropocéntrico, tradicionalmente ha dependido de la presencia de observadores dentro dicho campo o cuenta visual, por lo que la identificación de áreas destinadas a su paso o estancia, en relación con los usos y actividades, es un aspecto fundamental para su determinación e igualmente tratable en un SIG, mediante la consideración de la ocupación del suelo e infraestructuras.

No obstante, la posibilidad de que un observador pueda ver el objeto no necesariamente tiene que quedar lugar a una interpretación negativa, máxime al desconocer la percepción individual o el efecto real de la presencia del objeto en su contexto medioambiental. Por esta razón, el estudio de visibilidad se limita a detectar la posibilidad de que el objeto sea observado y desde dónde, pudiendo valorar como de visible es en función de parámetros como la cuenca o campo visual que lo facilita y la presencia de usos o actividades en su entorno que atraigan o concentren posibles observadores.

De este modo, cuando realizamos un estudio de visibilidad desde este enfoque, aún apoyado en un soporte tecnológico como es un SIG, lo que realmente estamos determinando es como de observable es el objeto, pero no si esta observación debe ser entendida necesariamente como algo negativo o positivo, cuestión que debe ser determinada mediante otro tipo de análisis.

Con todo ello, el estudio llevado a cabo en este caso ha determinado que el conjunto de cubiertas analizadas posee una visibilidad reducida, conociendo las áreas desde las que pueden ser observadas y las localizaciones donde pueden concentrarse un mayor número de observadores. No obstante, la posibilidad de que la instalación pueda ser observada nos supone necesariamente un aspecto negativo, o al menos el estudio de visibilidad no puede concluir este hecho dadas sus limitaciones, por lo que, aunque exista un impacto (alternación con respecto al escenario de

partida), no puede concluirse de forma definitiva que este pueda ser necesariamente negativo o positivo.

REFERENCIAS

- ATAURI MEZQUIDA, J.A.; MUÑOZ SANTOS, M^a.; MÚGICA DE LA GUERRA, M. (2018). *Manual 13. Las áreas protegidas en el contexto del cambio global. Incorporación de la adaptación al cambio climático en la planificación y gestión*. Madrid: EUROPARC-España.
- DOMÍNGUEZ BRAVO, J. (2002). *Los sistemas de información geográfica en la planificación e integración de energías renovables*. Madrid: Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas.
- ESPAÑA. DECRETO 153/2002, DE 24 DE OCTUBRE, POR EL QUE SE APRUEBA EL PLAN RECTOR DE USO Y GESTIÓN DEL PARQUE NACIONAL DEL TEIDE, BOC, DE 11 DE DICIEMBRE DE 2002, NÚM. 164, PP. 20156-20195.
- ESPAÑA. DECRETO 389/2016, DE 22 DE OCTUBRE, POR EL QUE SE APRUEBA EL PLAN DIRECTOR DE LA RED DE PARQUES NACIONALES, BOE, DE 24 DE OCTUBRE DE 2016, NÚM. 277, PP. 74051-74076.
- FROVOLA IGNATEVA, M.; ESPEJO MARÍN, C.; BARAJA RODRÍGUEZ, E.; PRADOS VELASCO, M^a.J. (2014). Paisajes emergentes de las energías renovables en España. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, núm. 66, 223-252. DOI. <https://doi.org/10.21138/bage.1788>.

- GUTIÉRREZ VELAYOS, J. (2018). Metodología para la localización óptima de instalaciones de energías solar fotovoltaica en la isla de Tenerife, España. En CONOMA 2018, Congreso Nacional del Medio Ambiente. Madrid, 26-29 noviembre. Retrieved from <http://www.conama11.vsf.es/conama10/download/files/conama2018/CT%202018/222224176.pdf>
- IRENA(2020). Estadística de capacidad renovable 2020. Retrieved from <https://www.irena.org/publications/2020/Mar/Renewable-Capacity-Statistics-2020-ES>
- MÉRIDA RODRÍGUEZ, M.; LOBÓN MARTÍN, R.; PERLES ROSELLÓ, M^a. (2010). Las plantas fotovoltaicas en el paisaje. Tipificación de impactos y directrices de integración paisajística. Nimbus, núm. 25-26. Retrieved from <http://hdl.handle.net/10835/1461>.
- PRADOS VELASCO, M^a. J.; BARAJA RODRÍGUEZ, E.; FROVOLA IGNATEVA, M.; ESPEJO MARÍN, C. (2012). Integración paisajística y territorial de las energías renovables. Ciudad y Territorio. Estudios territoriales, XLIV(171). Retrieved from <https://recyt.fecyt.es/index.php/CyTET/article/view/76113>.
- RIGALI, S.L.; GONZÁLEZ, J.A. (2011). Cálculo del potencial de generación fotovoltaica de la cubierta de un edificio público empleando el software retscreen, y estimación del impacto visual que producirá la integración. Caso: terminar de omnibus de Santiago del Estero. Avances en energía renovable medio ambiente, Vol.15. Retrieved from <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/101612>.
- UNIÓN EUROPEA. DIRECTIVA 2003/54/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO DE 26 DE JUNIO DE 2003, SOBRE NORMAS COMUNES PARA EL MERCADO INTERIOR DE LA ELECTRICIDAD Y POR LA QUE SE DEROGA LA DIRECTIVA 96/92/CE, DIARIO OFICIAL DE LA UNIÓN EUROPEA, DE 15 DE JULIO DE 2003, NÚM. L176/37.
- UNIÓN EUROPEA. DIRECTIVA 2009/28/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO DE 23 DE ABRIL DE 2009, RELATIVA AL FOMENTO DEL USO DE ENERGÍA PROCEDENTE DE FUENTES RENOVABLES Y POR LA QUE SE MODIFICA Y SE DEROGAN LAS DIRECTIVAS 2001/77/CE Y 2003/30/CE, DIARIO OFICIAL DE LA UNIÓN EUROPEA, DE 5 DE JUNIO DE 2009, NÚM. L140/16.
- UNITED NATIONS (2018). Objetivo 7: Garantizar el acceso a una energía asequible, segura, sostenible y moderna. Retrieved from <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/energy/>
- US. DEPARTMENT OF ENERGY (2012). Final programmatic environmental impacts statement (PEIS) for solar energy development in six southwestern states. Washington D.C.: Bureau of Land Management.

APROXIMACIÓN A LA VALORACIÓN DEL COMPONENTE PAISAJÍSTICO EN LA OFERTA INMOBILIARIA EN ESPACIOS TURÍSTICOS LITORALES MEDITERRÁNEOS

Matías Mérida Rodríguez¹

1 Departamento de Geografía. Universidad de Málaga. mmerida@uma.es. <https://orcid.org/0000-0002-9099-4787>

Hugo Castro Noblejas²

2 Departamento de Geografía. Universidad de Málaga. hugocastro@uma.es <https://orcid.org/0000-0002-8975-7506>

Darío Gumiel Muñoz³

3 Departamento de Geografía. Universidad de Málaga. dariogumiel@hotmail.com

Resumen

La comunicación tiene como objetivo evaluar la relevancia del paisaje en la oferta inmobiliaria en localidades turísticas mediterráneas y su relación con diversos procesos territoriales. El área de estudio es el litoral de la provincia de Málaga, concretamente ciertas áreas de los municipios de Marbella, Benalmádena y Frigiliana. La hipótesis de partida es la existencia de un factor paisajístico destacado en la oferta del producto inmobiliario que se corresponde, en última instancia, con un mayor precio de venta. Metodológicamente, se ha diseñado y completado una base de datos con anuncios procedentes de diversos portales inmobiliarios. A partir de ella, se analiza el peso del paisaje en los anuncios, tanto en las imágenes como en los textos que las acompañan, estableciendo para ello un indicador de relevancia paisajística. Finalmente, se relacionan los valores obtenidos con el precio de venta de los inmuebles. Los resultados preliminares apuntan una manifiesta importancia de los contenidos paisajísticos en la oferta inmobiliaria, que tiene su correspondencia con un incremento de los precios de venta, cifrado de promedio en un 34% de incremento. El trabajo forma parte del proyecto de investigación *Paisaje y valor inmobiliario en diversos modelos territoriales de entornos litorales y sublitorales mediterráneos* (PAISVALOR) (PGC2018-097652-B-I00).

Palabras clave: Paisaje, vistas, valor inmobiliario, espacios turísticos, áreas mediterráneas, Málaga.

Abstract

The communication aims to evaluate the relevance of the landscape in the real estate offer in Mediterranean tourist locations and its relationship with various territorial processes. The study area is the coastline of the province of Malaga, specifically certain areas of the municipalities of Marbella, Benalmádena and Frigiliana. The starting hypothesis is the existence of a prominent landscape factor in the supply of the real estate product that corresponds, ultimately, to a higher sale price. Methodologically, a database with advertisements from various real estate portals has been designed and completed. From it, the weight of the landscape in the advertisements is analysed, both

in the images and in the texts that accompany them, establishing for this an indicator of landscape relevance. Finally, the values obtained are related to the sale price of the properties. Preliminary results point to a manifest importance of landscape content in the real estate offer, which corresponds to an increase in sales prices, a 34% increase on average. The work is part of the research project *Landscape and real estate value in various territorial models of Mediterranean coastal and sub-coastal environments* (PAISVALOR) (PGC2018-097652-B-I00).

Keywords: Landscape, views, real state value, tourist areas, mediterranean region, Málaga.

1. INTRODUCCIÓN.

Los beneficios que el paisaje aporta a la sociedad responden a una triple naturaleza: por su contribución al bienestar social, por su aportación a la construcción y consolidación de la identidad colectiva y, en tercer lugar, como un activo socioeconómico generador de riqueza y de empleo, a través de su participación en diversas actividades económicas. Esta triple perspectiva se señala en el Convenio Europeo del Paisaje (CEP), en vigor en España desde 2008.

Entre las actividades que se suelen citar como ejemplo de la dimensión económica del paisaje se encuentra tanto el turismo como la actividad inmobiliaria. En algunas de sus modalidades, especialmente en las más extensivas y de mayor calidad, el peso del paisaje en la actividad inmobiliaria es evidente, bien por sus características intrínsecas o bien por la existencia de amplias y atractivas vistas hacia su entorno.

Sin embargo, este valor paisajístico no ha conducido necesariamente a la conservación y el mantenimiento del recurso, sino a su utilización intensiva, orientada hacia la máxima rentabilidad, lo que ha supuesto su alteración sustancial, cuando no su destrucción. En este sentido, la ausencia de estudios que cuantifiquen, o al menos estimen, el componente paisajístico del valor inmobiliario ha incentivado la inacción en defensa del paisaje frente al beneficio más tangible e inmediato de la actividad inmobiliaria. Esto implica una doble pérdida: la de los valores paisajísticos y la del valor inmobiliario. Por esta misma razón, ambos parámetros se encuentran más sólidamente unidos en promociones inmobiliarias de alto nivel donde, al margen de otros impactos ambientales, el tratamiento del activo paisajístico suele ser más respetuoso.

En este contexto, la comunicación se marca como objetivo principal analizar las relaciones entre paisaje y actividad inmobiliaria, estando dirigido a la estimación del peso de los valores paisajísticos en la oferta inmobiliaria. La hipótesis de partida es que existe un relevante factor paisajístico en la oferta del producto inmobiliario que se materializa también en un mayor precio de venta. Todo ello en un marco territorial muy definido, el litoral mediterráneo y su entorno, y sobre diferentes modelos territoriales.

2. ANTECEDENTES

Las relaciones entre paisaje y activos inmobiliarios han sido exploradas por diversos autores desde diferentes perspectivas temáticas y metodológicas. Podemos destacar

a Des Rosiers, Thériault, Kestens y Villeneuve (2002), quienes se centran en estudiar los impactos negativos sobre el paisaje, o a Shahli, Hussain, Tukiman y Zaidin (2014), con un planteamiento general sobre las relaciones entre paisaje y edificaciones. Otros se centran especialmente en las relaciones visuales, como Damigos y Anyfantis (2011), Hajnal (2018) o Robert (2018). Con un enfoque más amplio sobre la valoración del paisaje, se pueden encontrar los trabajos de Zheng, Zhang y Chen (2011), Ramírez (2012) o, los particularmente basados en el potencial económico del paisaje de Villar (2013) y Royo (2017). El precio hedónico ha sido una materia trabajada por Jim y Chen (2009), concretamente en relación con las vistas en Hong Kong, o por Bond, Saile y Seiler (2002). En el ámbito japonés este tema ha sido desarrollado por Yamagata, Murakami, Yoshida, Seya y Kuroda (2016), mientras que Sander y Zhao (2015) lo han relacionado con la presencia de zonas verdes y espacios con presencia de masas de agua. El precio hedónico relacionado con la cercanía de zonas verdes se encuentra especialmente en el trabajo de Tyrväinen y Miettinen (2000). Entre los trabajos de corte más estrictamente inmobiliario se introduce la dimensión paisajística como un factor determinante en la tasación de un producto inmobiliario, como ocurre con Hui, Zhong y Yu (2012), Teck-Hong (2011) y Bilbao (2000), para el caso español, que fijan el incremento de precios atendiendo a diversas variables. Maruani y Amit-Cohen (2013) optan por la utilización del paisaje en la publicidad.

Son más numerosos los trabajos fundamentados en los efectos del desarrollo inmobiliario sobre el paisaje, con una visión más territorial y de escala local y regional. Plata, Cañón y Laforteza (2015) lo han aplicado al caso del espacio rural colombiano. Aquí se pueden situar los trabajos de Apostolopoulos et al. (2005), orientados a la actividad turística, Villar y Fernández (2013) o Martí (2014). Con un enfoque más metodológico y técnico sobre el valor de la vivienda, de raíz economicista, se puede destacar el trabajo de Caridad y Ceular (2001). La dimensión económica del paisaje es puesta de manifiesto de forma tácita en numerosos trabajos donde se destaca la condición del paisaje como recurso (Hernández, 2009), y es realizada de forma explícita en otros trabajos (Corbera, 2016).

Respecto al área de estudio, el litoral de la provincia de Málaga y su entorno ha sido estudiado por diversos autores. Mientras que García Manrique (1984) analizó la costa occidental, de la que Mérida y Reyes (2017) abordan su caracterización paisajística, Justicia (1988) o Mérida (1995) se centraron en el litoral oriental. El análisis de los procesos territoriales, como la expansión turística, ha sido estudiado, entre otros, por Galacho y Luque (1997), por Almeida y Cortés (2011), o por Navarro, Thiel y Romero (2015), quienes ponen el acento en la consecuente expansión inmobiliaria en la Costa del Sol. Por su parte, el fenómeno del urbanismo disperso en los espacios rurales sublitorales de la provincia ha sido analizado por Mérida (2010) o por Pardo et al. (2011).

3. AREA DE ESTUDIO

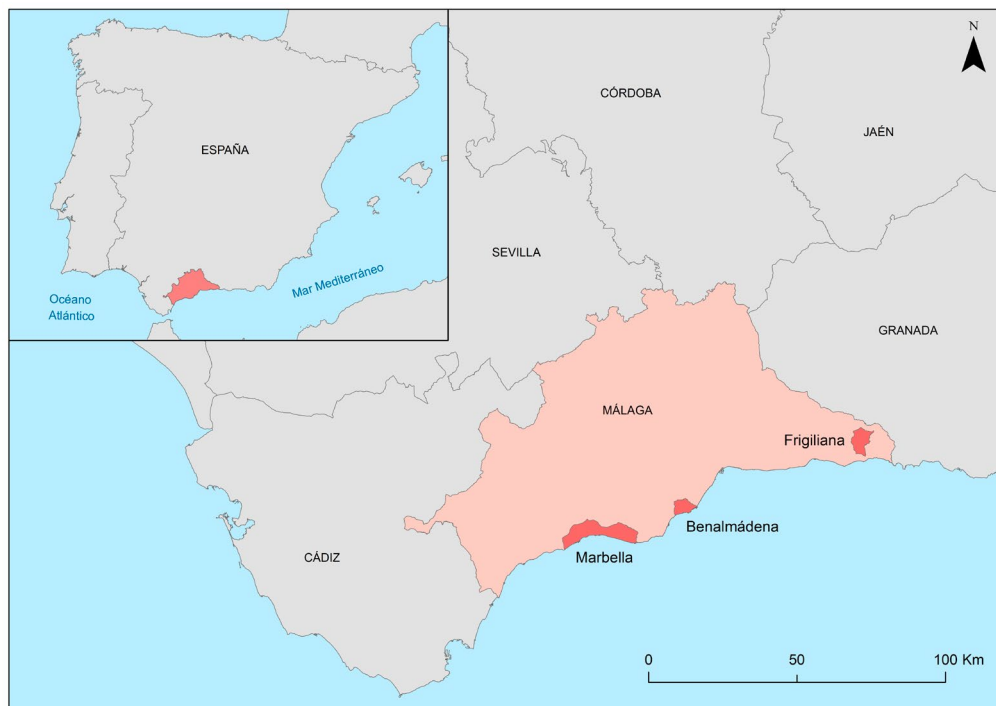
El área de estudio lo constituye el litoral de la provincia de Málaga, conocido como Costa del Sol. Dividido en dos sectores al este y al oeste de la ciudad de Málaga, se extiende sobre una franja situada entre la línea de costa y las alineaciones penibéticas,

alineadas de forma paralela al mar. Esta disposición del relieve, junto a la presencia del mar y su latitud meridional, genera unas condiciones climáticas muy favorables al desarrollo de la actividad turística. La franja litoral se organiza, *grosso modo*, en varios escalones: la llanura litoral, las colinas prelitorales y las vertientes meridionales de las formaciones montañosas. Esta articulación, a modo de gradas, permite la generación de amplias y atractivas vistas, en especial sobre el mar, lo que les confiere a sus terrenos un relevante atractivo paisajístico.

Los municipios litorales, sin incluir la capital, reúnen una superficie 1176 km², el 16% del total provincial, sumando una población de 735 000 habitantes, un 43% del total, destacando entre ellos Marbella (147 600 h.). Se trata, por tanto, de un espacio fuertemente urbanizado, más si tenemos en cuenta que una parte de su superficie la ocupan montañas abruptas y que, dado su carácter netamente turístico, la población se multiplica en verano. Hay diferencias importantes entre la parte occidental y la parte oriental, presentando la segunda un menor volumen de población (24,4%) que la primera (74,6%) y una mayor presencia de espacios agrarios, conteniendo por tanto una mayor diversidad paisajística.

Sobre este territorio se superponen diversos modelos urbanísticos que responden a diferentes procesos territoriales. Por un lado, el crecimiento urbano de los núcleos principales relacionado con el desarrollo turístico de la segunda mitad del siglo XX, unido, en los municipios del entorno de la capital provincial (Torremolinos, Benalmádena, Rincón de la Victoria), a fenómenos de metropolización más recientes y que se plasman en forma de ciudad compacta. Por otro lado, procesos de suburbanización, tanto de primera como, especialmente, de segunda residencia, que se manifiestan en forma de urbanizaciones residenciales con tipologías mayoritariamente unifamiliares, extendidas por la periferia de los núcleos y en los espacios existente entre ellos. Finalmente, modelos de urbanización difusa en el medio rural, que se nutren de diversos procesos (turismo residencial, segunda residencia), que se han desarrollado al margen de la legalidad y que se manifiestan con especial intensidad en los espacios sublitorales de la parte oriental de la provincia.

Figura 1. Localización del área y casos de estudio.



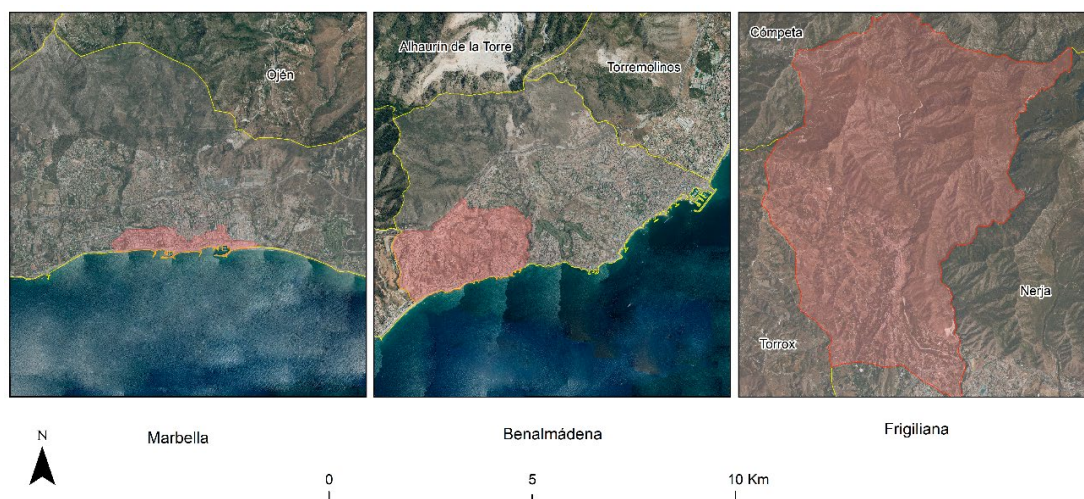
Fuente: elaboración propia a partir de datos del Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía (IECA).

4. METODOLOGÍA Y FUENTES

El trabajo ha seguido cinco fases metodológicas. La primera ha consistido en la selección de casos de estudio. Dentro del área de estudio general, se han seleccionado espacios de tres municipios: Marbella, Benalmádena y Frigiliana. Mientras que este último se ha incluido íntegramente en el análisis, en los restantes municipios se han analizado espacios más restringidos, dada la mayor densidad edificatoria y, por consiguiente, el elevado número de inmuebles en venta. Concretamente, se ha seleccionado la parte central del municipio de Marbella, que responde a un modelo plenamente urbano, y la zona oriental del municipio de Benalmádena, que obedece a un modelo territorial claramente dominado por el crecimiento suburbano (ver Figura 2). Los criterios utilizados en su selección responden, en primera instancia, a una equilibrada distribución territorial respecto al conjunto de la Costa del Sol: zona occidental (Marbella), zona central (Benalmádena) y zona oriental (Frigiliana). Además, la selección realizada obedece a la representatividad de estos municipios en relación con el emplazamiento, procesos y modelos territoriales existentes. Por ejemplo, Frigiliana se ubica en las montañas medias de la Axarquía, en un espacio relativamente cercano a la línea de costa (5 kms.). Sobre él se ha desarrollado con especial énfasis el urbanismo disperso, especialmente a cargo de población extranjera (30% de la población), sobre espacios rurales en los que se mantienen, generalmente, la actividad agrícola, al mismo tiempo que su núcleo tradicional registra, por su tipismo, un ele-

vado número de visitas turísticas, produciendo una actividad inmobiliaria mayor de la que le correspondería por tipología y tamaño. Por su parte, las diversas zonas urbanas de Benalmádena se emplazan en el glacis y colinas que descienden desde la sierra de Mijas hacia el mar, dando lugar a una costa accidentada en su parte oriental. Aquí se yuxtaponen diversos procesos territoriales, como el desarrollo turístico y, dada su cercanía a la capital malagueña, el metropolitano, que se plasman en modelo territorial suburbano. Finalmente, las zonas urbanas de Marbella se extienden sobre una llanura litoral más o menos desarrollada, y sobre colinas y el piedemonte de Sierra Blanca. Se trata de un municipio en el que se yuxtaponen diversos procesos territoriales vinculados al desarrollo turístico, entre los que se incluye un relevante proceso de centralidad urbana sobre esta parte de la Costa del Sol.

Figura 2. Áreas piloto seleccionadas.



Fuente: elaboración propia, a partir de datos del Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía (IECA) y Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA).

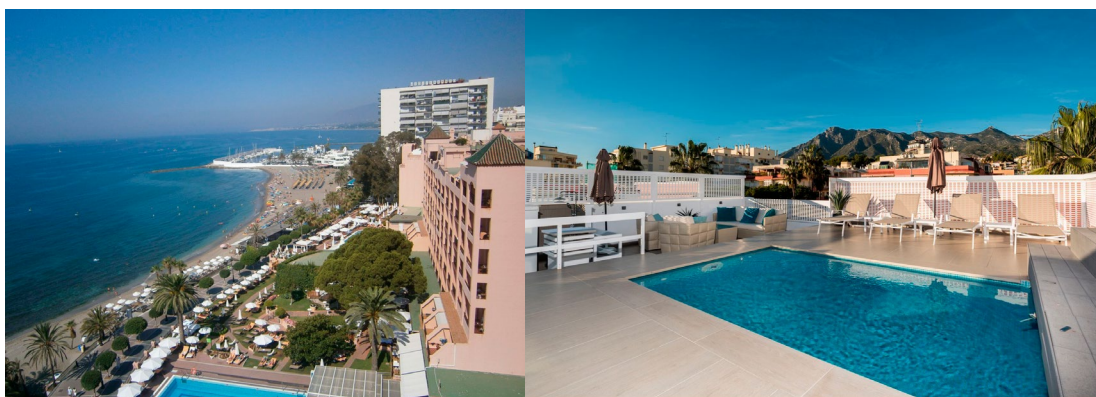
La segunda etapa metodológica ha consistido en el diseño de la base de datos relativa a la oferta inmobiliaria. Para ello se seleccionaron un conjunto de variables para cada inmueble en venta. Algunas de ellas relativas a sus propias características, como su localización (por sectores urbanos, los portales inmobiliarios no ofrecen la ubicación exacta), superficie del inmueble, superficie de la parcela, tipología constructiva u orientación. Otras, referentes al anuncio inmobiliario, como el portal inmobiliario en el que se publica, el precio de venta o el número y tipo de fotografías que incluye, especialmente en la portada del anuncio. En tercer lugar, de forma más específica se incluyeron variables dirigidas a evaluar la relevancia del paisaje en el anuncio, como el número de imágenes con paisajes (como escena principal y como fondo), en su caso el tipo de vistas que incluye y, finalmente, los textos de contenido paisajístico incluidos en el anuncio.

Una vez diseñada la base de datos, se procedió, en la tercera fase metodológica, a la introducción de la información. Como fuente se utilizaron tres portales inmobiliarios: Idealista, Fotocasa y Pisos.com. Debemos señalar que se trabajó con anuncios,

no exactamente con inmuebles, por lo que un mismo inmueble puede estar presente en varios anuncios. Se optó por esta decisión atendiendo a dos motivos: en primer lugar, a la dificultad de diferenciar la reiteración (que obligaría a un análisis muy detallado), incluso dentro del mismo portal inmobiliario y, en segundo lugar, a las potenciales diferencias de precios existentes entre diferentes anuncios (correspondientes a distintas inmobiliarias) y, especialmente, en las diferencias en el contenido paisajístico entre dos anuncios dedicados al mismo inmueble. En total, se incluyeron 2008 anuncios, 229 de ellos correspondientes al municipio de Frigiliana, 865 en el sector delimitado de Benalmádena y 914 en el área central de Marbella.

El análisis de la información ha conformado la cuarta etapa metodológica. Se ha analizado, en primer lugar, las imágenes paisajísticas presentes en el anuncio. Para ello se ha calculado el número de imágenes de tipo paisajístico, el protagonismo del paisaje en ellas (motivo principal o fondo escénico, ver figura 3), su peso proporcional en el conjunto de imágenes o su aparición en la imagen de portada. Igualmente, se han analizado sus contenidos, es decir, los componentes paisajísticos dominantes. En segundo lugar, se han analizado los textos de los anuncios, resaltando aquellos que incluyeran términos paisajísticos, así como los componentes del paisaje más utilizados.

Figura 3. Protagonismo del paisaje en la imagen. Motivo principal/fondo escénico



Fuente: Idealista.

Una vez analizados textos e imágenes, se ha diseñado un indicador conjunto de relevancia paisajística inmobiliaria, ya que en ocasiones no existe una correspondencia total entre la presencia del paisaje en imágenes y en textos. Este indicador se obtiene mediante la suma, para cada anuncio, de las imágenes paisajísticas, ponderadas por 0,5 en el caso de que el paisaje constituyera solo el fondo escénico. Posteriormente se relaciona con el número de imágenes existente en el anuncio. Dependiendo del valor que alcance esta ratio, se multiplica el sumatorio anterior por un factor de ponderación (ver Tabla 1). El valor obtenido en cada anuncio se multiplicaba por 1,5 en el caso de que el anuncio incluyera texto sobre paisaje y en el supuesto de que la imagen de portada representara un paisaje.

Tabla 1. Ratio y ponderación utilizada para el cálculo de indicador de relevancia paisajística inmobiliaria.

Ratio imágenes paisaje/total imágenes (%)	Factor ponderación
>50	1,5
30-50	1,3
20-30	1,2
10-20	1,1
<10	1

Fuente: elaboración propia.

Finalmente, la última etapa metodológica ha consistido en el análisis de la relación entre la relevancia del paisaje en los anuncios con los precios de venta recogidos en ellos. Con este fin, se ha comparado, en una primera aproximación, los valores existentes en cada zona de estudio con los precios medios registrados en los anuncios con textos de contenidos paisajístico, y se han calculado los correspondientes incrementos.

5. RESULTADOS

Los contenidos paisajísticos aparecen en el 28,7% de las imágenes de los anuncios de Benalmádena, en el 25,6% en Frigiliana y en el 32,3% de Marbella. El valor conjunto, entre todos los casos analizados, alcanzaría el 29,6% de las imágenes (ver Tabla 2).

Tabla 2. Imágenes de paisaje en anuncios inmobiliarios.

	Número de fotos	Número de fotos paisaje	Fotos paisaje / total fotos (%)	Fotos de vistas / fotos paisaje (%)	Fotos paisaje entorno / fotos paisaje (%)
Benalmádena	23 176	6 661	28,7	85,6	14,4
Frigiliana	5 709	1 461	25,6	73,0	27,0
Marbella	17 045	5 502	32,3	64,8	35,2
TOTAL	45 930	13 624	29,6	75,9	24,1

Fuente: elaboración propia.

Por anuncios, algo más de 2/3, en concreto un 67,2%, incluyen imágenes de paisaje, un valor que se incrementa en Frigiliana (75,5%) y disminuye algo en Marbella (62,4%), reflejo de su condición de área piloto urbana. De forma mayoritaria, las imágenes incluyen en mayor medida las vistas existentes que el entorno paisajístico de la vivienda. Respecto al total de imágenes de paisajes, el porcentaje de las vistas

alcanza, en conjunto, el 75,9%, siendo mayor en Benalmádena (85,6%) y más baja en Marbella (64,8%), algo que se explica por el carácter más plenamente urbano de esta última área piloto.

Las imágenes con vistas se han dividido a su vez en dos tipos, dependiendo del protagonismo en la composición de las vistas. La mayor parte de ellas se corresponde con fondos escénicos, existiendo un elemento constructivo en primer plano. En conjunto, el 62,2% de las imágenes. Más peso en el análisis de la relevancia paisajística tienen las fotos en las que las vistas ocupan la totalidad de la imagen. Su número es menor, un 37,8% en conjunto, alcanzando en Frigiliana un valor del 45,9%.

Siguiendo el mismo criterio de protagonismo del paisaje en la escena, un indicador muy relevante es el tipo de fotografía que aparece en la portada del anuncio en el portal, pues en muchas ocasiones su contenido puede inducir al usuario, junto a otros indicadores, a adentrarse en el anuncio en busca de más información. En total, el 14,1% de los anuncios analizados ofrecen como primera imagen las vistas existentes desde la vivienda. Se puede inferir que tanto vendedor como agente inmobiliario entienden que el principal atractivo de la vivienda anunciada sería el paisaje que se divisa desde ella. Como se puede deducir, las vistas elegidas para portadas suelen ser vistas de calidad. Por áreas piloto, la cifra es algo superior en Marbella (15,1%) y desciende en Frigiliana hasta el 10,9%, mientras el dato de Benalmádena se mantiene prácticamente en la media. Las diferencias pueden estribar en el diferente modelo territorial: en la zona urbana de Marbella destacan las vistas de calidad en un mayor porcentaje, precisamente porque son más escasas y demandadas.

Respecto al tipo de vistas incluidas, la mayoría de ellas son mixtas, incluyendo diferentes contenidos en sus diversas combinaciones. Entre los naturales, montaña, mar o masas arbóreas; las artificiales son las urbanas, sobre todo las zonas construidas, pero también zonas verdes. Entre los contenidos de las vistas, destacan las que, en mayor o menor medida, incluyen el mar, que aparece en el 82,4% de los anuncios de Benalmádena. En Frigiliana, por el contrario, las vistas al mar son menos frecuentes, aunque relevantes, ya que aparecen en el 37,1% de los anuncios. En este municipio dominan en mayor medida las vistas a la montaña, presente en el 55,4% de los anuncios. Finalmente, en Marbella son también menos dominantes las vistas al mar, elemento que, aun así, tratándose de una zona urbana más densa, aparece en el 44% de las imágenes.

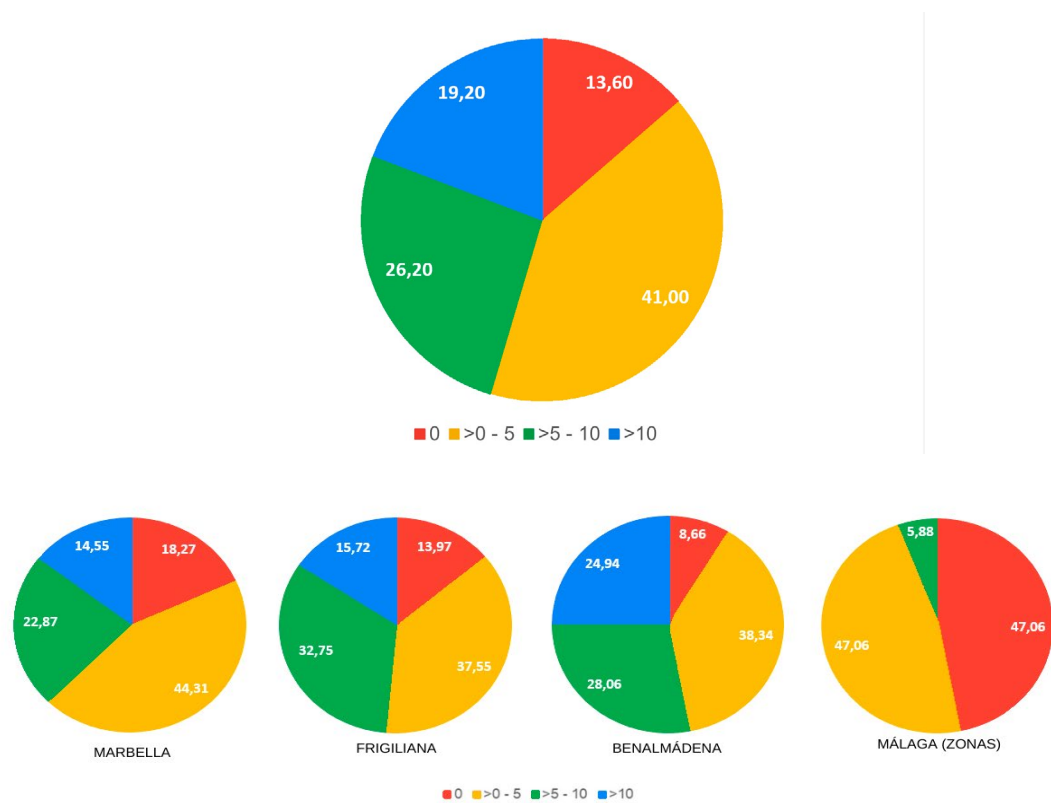
Además de las imágenes incluidas en los anuncios, también se analizaron los textos descriptivos de la vivienda, buscando la presencia de referencias paisajísticas. La presencia de las vistas es muy destacada. En conjunto, el 57,9% de los anuncios incluyen las vistas en el texto descriptivo, una cifra que se eleva en Benalmádena (64,6%) y en Frigiliana (68,12%), descendiendo en Marbella donde, a pesar de tratarse de una zona urbana más compacta, supone el 48,9% de los anuncios.

Por tipos de vistas, dominan en el texto mayoritariamente las vistas al mar, que se erigen como elemento más atractivo. En Benalmádena, el 72% de los anuncios que hacen referencia a las vistas destacan las marítimas. Esta cifra es algo menor en Frigiliana (66,6%) y en Marbella (64,20%), aunque siguen siendo claramente dominantes. El segundo elemento más citado es la montaña. Aunque las tres zonas piloto tienen montañas cercanas, el empleo de este tipo de vistas es menor en Benalmádena (9,8%) y en Marbella (14,1%), resaltando por el contrario Frigiliana, donde aparece

en el 60,9% de los anuncios. Si bien en Marbella la zona piloto se encuentra algo retirada de la montaña y una parte importante de la ciudad se extiende entre ambas, en Benalmádena y Frigiliana la montaña se encuentra más próxima. Entre Benalmádena y Frigiliana pueden concurrir dos motivos en el trato diferente dado a la montaña. Por un lado, la Sierra de Almijara en Frigiliana posee un carácter más agreste que la más masiva Sierra de Mijas (Benalmádena). Por otro lado, posiblemente influye el modelo territorial, más rural (o rururbano) en Frigiliana y de carácter suburbano-turístico en Benalmádena, lo que puede influir igualmente en la también en la orientación principal de las viviendas.

Imágenes y textos pueden reflejar diferente información, por lo que resulta de utilidad estudiarlos conjuntamente a través del indicador de relevancia paisajística inmobiliaria propuesto. Sus resultados conjuntos (ver Figura 4) señalan un indicador positivo en el 86,4% de los anuncios, mientras que el 13,6% registra un valor 0. Dentro de los primeros, presentan valores bajos (<5) el 41%, mientras algo más de la mitad alcanzan valores medios o altos, un 26,2% y un 19,2% respectivamente. Por municipios (ver Figura 5), el indicador se eleva especialmente en Benalmádena, donde el 53% de los anuncios tienen indicadores medios y altos, con solo un 8,6% de anuncios sin información paisajística, disminuyendo en Marbella, donde los valores medios y altos se quedan en el 37,3%, mientras el valor 0 alcanza el 18,3%.

Figuras 4 y 5. Indicador de relevancia paisajística inmobiliaria. Resultados conjuntos y por áreas piloto.



Fuente: elaboración propia.

Para comparar los valores alcanzados por el indicador de relevancia paisajística inmobiliaria se ha calculado también para otra zona de estudio, con un modelo urbano distinto a los utilizados. En concreto, se ha utilizado un sector urbano con una densidad alta y más alejado del mar, la zona del distrito Cruz de Humilladero, en Málaga. En él, los resultados del indicador (ver Figura 4) nos refleja una zona donde el paisaje (las vistas, en términos inmobiliarios) juegan un rol mucho menor. Casi la mitad de los anuncios (47%) no poseen información paisajística, mientras que prácticamente la otra mitad posee un indicador bajo (47%). Únicamente el 5,9% obtiene un valor medio y ninguno de los anuncios analizados alcanza un valor alto.

Por último, se ha abordado evaluar la relevancia del paisaje en los inmuebles en venta a través de su correspondencia con los precios de venta. Es decir, estimar la incidencia del factor paisajístico en el precio de la vivienda, calculando los promedios generales y los promedios de precios de viviendas con la palabra 'vistas' en el texto. Se han obtenido para cada una de las zonas de estudio los primeros resultados, aún preliminares, pero que ya apuntan a una relevante influencia del paisaje en los precios. En el caso de Benalmádena, el promedio de precios se sitúa en 841 872 €. El promedio aumenta en las viviendas con vistas, en las que el precio alcanza los 926 258 €, lo que implica un incremento del 10%. Si el incremento se mide con relación al promedio de viviendas sin vistas (687 534 €), el porcentaje de aumento se sitúa en el 34,7%. Resultados semejantes se pueden observar en los casos de Frigiliana y Marbella, con incrementos del 36,5 y 34,1% respectivamente (ver Tabla 3).

Tabla 3. Promedios e incrementos de precios de venta por áreas piloto.

ÁREAS PILOTO	PRECIO PROMEDIO (€)	PROMEDIO CON VISTAS (€)	INCREMENTO VISTAS/PROMEDIO (%)	PROMEDIO SIN VISTAS (€)	INCREMENTO VISTAS/RESTO (%)
Benalmádena	841 872	926 258	10,0	687 534	34,7
Frigiliana	530 309	580 233	9,4	424 989	36,5
Marbella	596 079	685 194	14,9	510 972	34,1

Fuente: elaboración propia.

Se ha analizado también los precios medios con o sin vistas por segmentos de precios de venta, delimitados por los siguientes umbrales: medio millón, un millón y dos millones de euros (ver tablas 4-7), aunque habría que precisar que en el segmento alto y muy alto el número de registros es bajo, por lo que también es menor su significación estadística. Los resultados, también preliminares, no permiten establecer un patrón de incremento o de disminución de los precios común a las diferentes áreas piloto. Por ejemplo, en Benalmádena el incremento del precio por las vistas se concentra en el segmento medio-alto (500 000 a 1 millón de euros) y, en menor medida, en el muy alto, disminuyendo incluso los precios en el segmento medio-bajo y bajo (menos de 500 000 euros). En Frigiliana, por el contrario, los incrementos se concentran en este último intervalo (18,3%), disminuyendo en los siguientes hasta volverse negativo en el segmento de precios muy alto. Exceptuando también en este último,

en Marbella el incremento se produce en todos los segmentos, especialmente en el medio-alto (12.5%).

**Tabla 4. Promedios e incrementos de precios de venta por áreas piloto.
Segmento < 500 000 €.**

ÁREAS PILOTO	PRECIO PROMEDIO (€)	PROMEDIO CON VISTAS (€)	INCREMENTO VISTAS/PROMEDIO (%)	PROMEDIO SIN VISTAS (€)	INCREMENTO VISTAS/RESTO (%)
Benalmádena	328 183	310 791	-5,3	350 295	-11,2
Frigiliana	257 940	274 489	6,4	232 105	18,3
Marbella	334 776	344 032	2,7	329 544	4,4

Fuente: elaboración propia

**Tabla 5. Promedios e incrementos de precios de venta por áreas piloto.
Segmento >500 000 - <1 000 000 (€).**

ÁREAS PILOTO	PRECIO PROMEDIO (€)	PROMEDIO CON VISTAS (€)	INCREMENTO VISTAS/PROMEDIO (%)	PROMEDIO SIN VISTAS (€)	INCREMENTO VISTAS/RESTO (%)
Benalmádena	712 699	740 096	3,8	666 568	11,0
Frigiliana	801 167	803 443	0,3	781 250	2,8
Marbella	723 861	755 479	4,4	671 725	12,5

Fuente: elaboración propia.

**Tabla 6. Promedios e incrementos de precios de venta por áreas piloto.
Segmento >1 000 000 - <2 000 000 (€).**

ÁREAS PILOTO	PRECIO PROMEDIO (€)	PROMEDIO CON VISTAS (€)	INCREMENTO VISTAS/PROMEDIO (%)	PROMEDIO SIN VISTAS (€)	INCREMENTO VISTAS/RESTO (%)
Benalmádena	1 472 410	1 469 372	-0,2	1 484 967	-1,0
Frigiliana	1 395 438	1 333 000	-4,4	1 555 000	-14,2
Marbella	1 260 808	1 289 280	2,2	1 183 523	8,9

Fuente: elaboración propia.

Tabla 7. Promedios e incrementos de precios de venta por áreas piloto. Segmento >2 000 000 (€).

ÁREAS PILOTO	PRECIO PROMEDIO (€)	PROMEDIO CON VISTAS (€)	INCREMENTO VISTAS/PROMEDIO (%)	PROMEDIO SIN VISTAS (€)	INCREMENTO VISTAS/RESTO (%)
Benalmádena	2 780 865	2 795 365	0,5	2 726 818	2,5
Frigilliana	4 500 000	4 500 000	-	-	-
Marbella	2 505 313	2 452 059		2 565 666	-2,1

Fuente: elaboración propia.

6. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en el análisis de los contenidos paisajísticos en las imágenes y en los textos nos transmiten una clara relevancia del paisaje en la oferta inmobiliaria. En general, predominan abrumadoramente las vistas respecto a la unidad de paisaje en la que se enmarca el inmueble: en clave inmobiliaria, paisaje y vistas son términos equivalentes. Por otra parte, las vistas en las imágenes suelen constituir en mayor medida fondos escénicos que escenas principales, aunque estas sean las que mejor reflejen este recurso, utilizándose en los casos en los que constituye la imagen de portada del anuncio. Por lo que respecta a los textos, las vistas aparecen en más de la mitad de ellos. En este sentido, entre los componentes de las vistas más citados (o reproducidos gráficamente), sobresale claramente el mar, aunque la montaña, en determinadas zonas, adquiere un fuerte protagonismo.

No obstante, siendo estas las interpretaciones generales de los resultados, existen ligeras diferencias en los registrados entre las diferentes áreas piloto que se corresponden, en buena medida, con las existentes en sus respectivos modelos territoriales: una zona urbana central en Marbella, donde las vistas se encuentran condicionadas por una mayor densidad, tanto horizontal como vertical (alturas), o una zona suburbana residencial en Benalmádena, muy vinculada con el desarrollo turístico, en la que el acceso a las vistas, especialmente al mar, constituyen un recurso inmobiliario relevante. La tercera área piloto, aunque también está influida por la actividad turística, añade otros recursos, además de las vistas, como su carácter rural de base agraria; por otra parte, su modelo, mucho más extensivo, explica también parte de las singularidades que aparecen en los resultados.

Por otro lado, el indicador de relevancia paisajística inmobiliaria supone una aportación del trabajo que resulta útil para los objetivos establecidos, ya que aúna la información gráfica con la escrita, que no siempre coinciden. Se han comparado los resultados de las áreas piloto, que comparten una condición litoral, con los de un modelo territorial prácticamente opuesto, un sector de alta densidad en una zona populosa de la ciudad de Málaga, y las diferencias son muy sustanciales. No obstante, serán necesarios nuevos estudios para, por un lado, comparar los resultados en otras áreas de estudio y en otros modelos territoriales, y, por otro, acotar de una forma más precisa los valores registrados, y establecer unos rangos más definitorios, así como para delimitar los intervalos utilizados.

En relación con la influencia del paisaje en los precios se observa, en los tres casos, unos datos generales similares, que apuntan a la existencia de un claro factor paisajístico. Los incrementos de precios son muy parecidos, situándose el aumento por encima del 10% respecto a la media y en torno a un 35% en comparación con los anuncios que no incluyen en su promoción las vistas. Llama la atención la homogeneidad del dato en las tres áreas piloto, con modelos territoriales y urbanos diferentes, lo que refuerza, a pesar de que los resultados son aún preliminares, la existencia de este vínculo paisajístico en los precios.

Respecto al incremento de los precios por la existencia de vistas por segmentos, los resultados no permiten establecer un modelo común a las tres áreas piloto, produciéndose incluso resultados opuestos en algún caso. No obstante, se puede observar una cierta tendencia a concentrarse en los segmentos medio-alto y alto, siendo menor en el muy alto (>2 000 000). En el segmento medio-bajo y bajo existen disparidades vinculables, en una primera interpretación, al diferente modelo territorial de cada área piloto (edificaciones extensivas en Frigiliana frente a urbanizaciones de adosados en Benalmádena), y en algo que subyace en los textos inmobiliarios: la utilización en ocasiones de las vistas como reclamo principal en construcciones de menor cualificación en otros parámetros. En los segmentos de precios muy elevados los casos existentes tienen una menor significación estadística, por lo que la tendencia que apuntan debe considerar este hecho. No obstante, se puede interpretar que en dicho segmento la oferta tiende a realzar otros valores de la vivienda, en particular el tamaño y los elementos de confort.

7. CONCLUSIONES

Como principal conclusión, se evidencia la existencia de un claro componente paisajístico en la oferta inmobiliaria, visible tanto en las imágenes incluidas en los anuncios como en los textos que los acompañan, lo que ratifica la hipótesis de partida. Un 67% de los anuncios recogen imágenes de paisaje, mientras que un 30% de las imágenes son de naturaleza paisajística. De igual forma, el 57% de los anuncios incluyen textos paisajísticos. De forma abrumadora, los contenidos paisajísticos se vinculan con las vistas y, entre ellas, destacan especialmente las dirigidas al mar o la montaña.

Para valorar de forma integral el componente paisajístico en los anuncios, el indicador de relevancia paisajística propuesto se muestra eficaz para la interpretación de la importancia del paisaje en la oferta inmobiliaria, con independencia de que pueda ajustarse en su posible aplicación a otras áreas de estudio.

De igual forma, se constata que existe una relación entre la presencia de contenidos paisajísticos y un incremento del precio de oferta, cifrado en torno a un 34% como promedio. Este valor se alcanza en las tres áreas piloto seleccionadas, que responden a diversos modelos territoriales, aunque todas ellas comparten su localización litoral o próxima a él. Se trata, en todo caso, de resultados preliminares, siendo necesarios análisis más detallados que vinculen el incremento con variables como el emplazamiento, la tipología urbanística o la superficie de la vivienda.

Se verifica así la existencia de un recurso económico territorial, el paisaje, que debe ser tenido en cuenta en la gestión del territorio para impedir su consumo inten-

sivo o su alteración. Más allá de la utilidad social del paisaje y del derecho de los ciudadanos a su disfrute, siguiendo una lógica estrictamente inmobiliaria, el deterioro o la desaparición de las vistas ha de contemplarse como una pérdida, también, de valor económico, de la misma forma que su conservación e incluso su mejora debe considerarse como un incremento de este tipo de activo económico.

BIBLIOGRAFÍA

- ALMEIDA GARCÍA, F. & CORTÉS MACÍAS, R. (2011). Transformaciones urbanísticas y territoriales en la Costa del Sol Oriental: ¿Otra Costa del Sol Occidental? En *Geografía y desafíos territoriales en el siglo XXI* (pp. 15-28). Alicante, 27-29.
- APOSTOLOPOULOS, Y., LOUKISSAS, P. Y LEONTIDOU, L. (2001): Tourism, development and change in the Mediterráneoan. En Apostolopoulos, Y., Loukissas, P. y Leontidou, L.(eds.): *Mediterranean tourism*. London: Routledge, pp. 3-14.
- BILBAO TEROL, C. (2000). Relación entre el precio de venta de una vivienda y sus características: un análisis empírico para Asturias. *RAE: Revista Asturiana de Economía*, (18), 141-150.
- BOND, M., SAILE, V. & SEILER, M. (2002). Residential Real Estate Prices: a Room with a View. *Journal of Real Estate Research* (23), 129-137. <https://doi.org/10.1080/10835547.2002.12091077>
- CARIDAD Y OCERÍN, J. M. & VILLAMANDOS, N. C. (2001). Un análisis del mercado de la vivienda a través de redes neuronales artificiales. *Estudios de economía aplicada*, 18(2), 67. Retrieved from <https://www.proquest.com/openview/78e416344ab659159f0e214378fe32c2/1?pq-origsite=gscholar&cbl=2046324>
- CORBERA MILLÁN, M. (2016). El paisaje, su patrimonialización y el beneficio económico. *Investigaciones Geográficas (España)*, (65), 9-24. <http://dx.doi.org/10.14198/INGEO2016.65.01>
- DAMIGOS, D. & ANYFANTIS, F. (2011). The value of view through the eyes of real estate experts: A Fuzzy Delphi Approach. *Landscape and Urban Planning*, 101(2), 171-178. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.009>
- DES ROSIERS, F., THÉRIAULT, M., KESTENS, Y. & VILLENEUVE, P. (2002). Landscaping and house values: an empirical investigation. *Journal of real estate research*, 23(1-2), 139-162.
- GALACHO JIMÉNEZ, F. B. & LUQUE GIL, A. (1997). La dinámica del paisaje de la Costa del Sol desde la aparición del turismo. *Baética* (22), 25-58.
- GARCÍA MANRIQUE, E. (1984) La Costa occidental malagueña. En VV. AA. *Málaga*, tomo 1. Granada: Anel, 229-260.
- HAJNAL, I. (2018). The impact of view-restriction: a Delphi case study from Budapest. En *Creative Construction Conference 2018* (pp. 671-678). Budapest University of Technology and Economics. DOI 10.3311/CCC2018-089
- HERNÁNDEZ HERNÁNDEZ, M. (2009). El paisaje como seña de identidad territorial: valorización social y factor de desarrollo, ¿utopía o realidad? *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 49, 169-183.
- HUI, E. C., ZHONG, J. W. & YU, K. H. (2012). The impact of landscape views and storey levels on property prices. *Landscape and urban planning*, 105(1-2), 86-93. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.12.002>
- JIM, C. Y. & CHEN, W. Y. (2009). Value of scenic views: Hedonic assessment of private housing in Hong Kong. *Landscape and urban planning*, 91(4), 226-234. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.01.009>

- JUSTICIA, A. (1988). La Axarquía malagueña y la costa oriental. Dos espacios agrarios contrapuestos. Málaga: Arguval.
- MARTÍ MANRIQUE, P. (2014). La estrategia de la segunda costa en la Costa del Sol Occidental: hacia un nuevo modelo de ordenación territorial del espacio turístico. En *VI Seminario Internacional de Investigación en Urbanismo, Barcelona-Bogotá, junio 2014*. Departament d'Urbanisme i Ordenació del Territori. Universitat Politècnica de Catalunya.
- MARUANI, T. & AMIT-COHEN, I. (2013). Marketing landscapes: The use of landscape values in advertisements of development projects. *Landscape and urban planning*, 114, 92-101. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.02.012>
- MÉRIDA RODRÍGUEZ, M.F. & REYES CORREDERA, S. (2017). La costa occidental de la provincia de Málaga: rasgos generales de su paisaje. *Revista PH, Instituto Andaluz de Patrimonio Histórico*, 92, 28-41. <https://doi.org/10.33349/2017.0.3961>
- MÉRIDA RODRÍGUEZ, M. (DIR.) (2010). Construcciones dispersas y paisaje en municipios de la Costa del Sol. Caracterización tipológica y propuestas de recuperación paisajística. Informe técnico. Consejería de Fomento y Vivienda, Junta de Andalucía.
- MÉRIDA RODRÍGUEZ, M. (1995). *El paisaje de la costa oriental de la provincia de Málaga. Tipos y preferencias*. Universidad de Málaga – Unicaja, Málaga.
- NAVARRO JURADO, E., THIEL ELLUL, D. Y ROMERO PADILLA, Y. (2015). Periferias del placer: cuando turismo se convierte en desarrollismo inmobiliario-turístico. *BAGE: Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (67), 275-302.
- PARDO GARCÍA, S. M., MÉRIDA RODRÍGUEZ, M. F., LOBÓN MARTÍN, R., PERLES ROSELLÓ, M. J., REYES CORREDERA, S. Y SORIANO CARRIÓN, G. (2011). Edificación dispersa en suelos rurales de la Costa del Sol: caracterización de impactos paisajísticos en vistas panorámicas. En *Geografía y desafíos territoriales en el siglo XXI* (pp. 489-502). Alicante: AGE.
- PLATA FAJARDO, A. M., CAÑÓN, J. & LAFORTEZZA, R. (2015). The value of rural landscape in Aquitania (Colombia): application of spatial hedonic models in real estate analysis. *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 12(76), 155-179. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.cdr12-76.vrla>
- RAMÍREZ PACHECO, G. M. (2012). *Desarrollo de un modelo de formación del valor inmobiliario en áreas de crecimiento suburbano. Aplicación a la comarca de la Vega Baja del Segura en el litoral alicantino*. Tesis doctoral. E.T.S. Arquitectura (UPM). Madrid.
- ROBERT, S. (2018). Assessing the visual landscape potential of coastal territories for spatial planning. A case study in the French Mediterranean. *Land Use Policy*, 72, 138-151. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.037>
- ROYO NARANJO, M. L. (2017). Destinos turísticos litorales de la Costa del Sol occidental: paisaje, arquitectura y patrimonio. *PH: Boletín del Instituto Andaluz del Patrimonio Histórico*, 25 (92), 42-51. <https://doi.org/10.33349/2017.0.3951>
- SANDER, H. A. & ZHAO, C. (2015). Urban green and blue: who values what and where?. *Land Use Policy*, 42, 194-209. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.07.021>
- SHAHLI, F. M., HUSSAIN, M. R. M., TUKIMAN, I. & ZAIDIN, N. (2014). The importance aspects of landscape design on housing development in urban areas. *APCBEE procedia*, 10, 311-315. <https://doi.org/10.1016/j.apcbee.2014.10.058>
- TECK-HONG, T. (2011). Neighborhood preferences of house buyers: the case of Klang Valley, Malaysia. *International Journal of Housing Markets and Analysis*. <https://doi.org/10.1108/17538271111111839>
- TYRVÄINEN, L. & MIETTINEN, A. (2000). Property prices and urban forest amenities. *Journal of environmental economics and management*, 39(2), 205-223. <https://doi.org/10.1006/jeem.1999.1097>

- VILLAR LAMA, A. (2013). La mercantilización del paisaje litoral del mediterráneo andaluz: El caso paradigmático de la Costa del Sol y los campos de golf. *Revista de estudios regionales*, 96, 215-242.
- VILLAR LAMA, A. & FERNÁNDEZ TABALES, A. (2013). Diagnóstico y perspectiva territorial del golf en Andalucía: entre la cualificación turística y el desarrollismo inmobiliario. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 62, 357-378. <https://doi.org/10.21138/bage.1581>
- YAMAGATA, Y., MURAKAMI, D., YOSHIDA, T., SEYA, H. & KURODA, S. (2016). Value of urban views in a bay city: Hedonic analysis with the spatial multilevel additive regression (SMAR) model. *Landscape and Urban Planning*, 151, 89-102. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.02.008>
- ZHENG, B., ZHANG, Y. & CHEN, J. (2011). Preference to home landscape: wildness or neatness?. *Landscape and Urban planning*, 99(1), 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.08.006>

RECURSOS PARA EL TURISMO VOLCÁNICO EN LOS GEOSITIOS GLOBALES DE CANARIAS

VOLCANO TOURISM RESOURCES IN GLOBAL GEOSITES FROM CANARY ISLANDS

J. Dóniz-Páez¹

1 Grupo de Investigación Geopatrimonio y Geoturismo en Espacios Volcánicos-Departamento de Geografía e Historia, Universidad de La Laguna. Instituto Volcanológico de Canarias. jdoniz@ull.edu.es, <https://orcid.org/0000-0002-7789-7720>

E. Beltrán-Yanes²

2 Grupo de Investigación Geopatrimonio y Geoturismo en espacios Volcánicos-Departamento de Geografía e Historia, Universidad de La Laguna. estyanes@ull.edu.es, <https://orcid.org/0000-0002-2080-4415>.

Becerra-Ramírez³

3 Geovol-Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Castilla-La Mancha. Instituto Volcanológico de Canarias. Rafael.becerra@uclm.es, <https://orcid.org/0000-0001-7778-4892>

R., N. M. Pérez⁴

4 Instituto Volcanológico de Canarias (INVOLCAN). Instituto Tecnológico de Energías Renovables (ITER). nperez@iter.es; <https://orcid.org/0000-0003-1410-7717>

Resumen

Los espacios naturales protegidos han desempeñado un papel fundamental para el turismo. Dentro de la variedad de recursos turísticos con los que cuentan, el relieve ha sido clave para las actividades geoturísticas. El proyecto global geosites identifica el patrimonio geológico mundial para conservarlo. En el caso de Canarias se han catalogado treinta y seis geositios repartidos en las siete islas y pertenecen al contexto de edificios y morfologías volcánicas. El objetivo de esta comunicación es identificar, caracterizar y evaluar el geopatrimonio de catorce geositios globales y proponer actuaciones encaminadas a fomentar el uso de los diferentes recursos para el turismo volcánico en Canarias. Para ello se ha aplicado la metodología de Reynard y sus colaboradores en la que se tiene en cuenta los valores intrínsecos (científicos y añadidos) y de uso y gestión y la variedad de atractivos para el turismo volcánico. En general los geositios presentan valores intrínsecos medios, pero son más elevados los añadidos que los científicos. De la variedad de atractivos para el turismo volcánico los que están presentes en los catorce geositios son el paisaje, las actividades ecoturísticas y los deportes. Esto permite proponer los itinerarios como una estrategia válida para fomentar los atractivos del turismo volcánico en los geositios globales.

Palabras clave: Geografía, geositios, geoturismo, turismo volcánico, Canarias.

Abstract

Protected natural areas have played an essential role for tourism. Within the variety of tourist resources they have, the landforms has been a key for geotourism activities. Within the variety of tourist resources they have, the landforms has been a key for geotourism activities. The Global Geosites programme identifies the world's geological heritage in order to conserve it. In the case of the Canary Islands, thirty-six geosites spread over the seven islands have been cataloged and belong to the context of volcanic structures and morphologies. The aim of this communication is to identify, characterize and evaluate the geoheritage in fourteen global geosites, and propose some actions aimed at promoting the use of different resources for volcano tourism in the Canary Islands. To achieve this goal, the methodology implemented by Reynard and his collaborators has been applied, which takes into account the intrinsic values (scientific and added), uses and management and the variety of attractions for volcano tourism. In general, global geosites present average intrinsic values, but they are higher in added values than in scientific ones. Of the variety of attractions for volcano tourism, the present in the fourteen global geosites are the landscape, the ecotourism activities and sports. This allows us to propose some itineraries as a valid strategy in order to promote the attractions of volcano tourism in global geosites.

Keywords: Geography, geosites, geotourism, volcano tourism, Canary Islands.

1. INTRODUCCIÓN

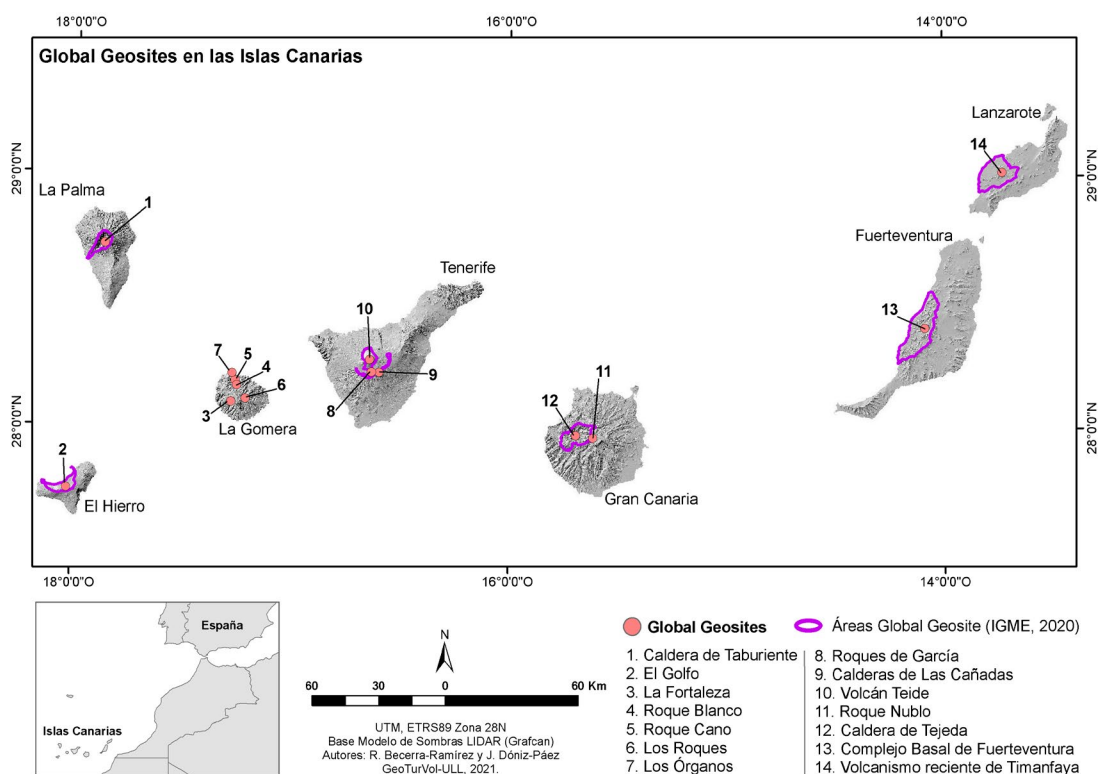
Los espacios naturales cuentan con una elevada componente recreativa que se traduce en afluencia turística. Sin duda, a ello ha contribuido sus elevados valores estéticos asociados a un patrimonio natural en donde la orografía abrupta, las altas montañas, las masas boscosas y todo el cortejo faunístico que las acompaña, son sus principales reclamos turísticos. Ahora bien, desde la declaración de los primeros parques nacionales a finales del siglo XIX en EE.UU. hasta la actualidad, el descanso, el recreo público y el uso recreativo de los espacios naturales protegidos ha evolucionado y aunque la perspectiva estética de los mismos sigue siendo fundamental para los visitantes, el conocimiento e interpretación de la diversidad del patrimonio natural y cultural de estos lugares desempeña un papel clave como atractivo recreativo. En este sentido, el conocimiento más o menos pormenorizado de la variedad de recursos en estos lugares es fundamental para diseñar estrategias de uso público en los mismos con el fin de conocer, conservar y potenciar ese patrimonio. Aunque existen diversas modalidades de ocio en los espacios protegidos en relación con la variedad de recursos que estos ofrecen, la relación entre el turismo y las formas y los procesos del relieve (Mihai *et al.*, 2009) a través del geoturismo es más que evidente. En este sentido, un claro ejemplo de esto es el proyecto Global Geosites, una iniciativa de la Unión Internacional de las Ciencias Geológicas y copatrocinado por la UNESCO, dentro de cuyos objetivos está el de inventariar la geodiversidad del patrimonio geológico a escala mundial definiendo contextos geológicos y lugares adscritos a cada uno de ellos con la finalidad de conservarlos. En el caso específico de España se han definido veinte contextos geológi-

cos diferentes e inventariado 252 geositos vinculados con los mismos de los cuales treinta y seis corresponden a Canarias. En esta comunicación nos centramos en estos últimos y el objetivo de la misma es identificar, caracterizar y evaluar el geopatrimonio de catorce geositos globales y proponer actuaciones encaminadas a fomentar el uso de los diferentes recursos para el turismo volcánico en Canarias.

2. AREA DE ESTUDIO

En Canarias los 36 lugares corresponden al contexto geológico de edificios y morfologías volcánicas, suman el 14,34% del total de España y están repartidos por las siete islas. De mayor a menor número destacan Lanzarote con diecisiete, La Palma con siete, La Gomera con cinco, Tenerife con tres, Gran Canaria con dos y el resto de las islas con uno. Para este estudio se han seleccionados los catorce que estaban descritos antes del año 2021 (Fig. 1). Estos geositos están en todas las grandes unidades del relieve de las islas (complejo basal, macizos volcánicos antiguos, dorsales y campos volcánicos y Edificio Central de Tenerife) y pertenecen o forman parte de espacios naturales protegidos como los cuatro parques nacionales, pero también a las reservas de la biosfera de las islas y algunos de ellos están dentro de los geoparques globales de la Unesco de El Hierro y Lanzarote y Archipiélago Chinijo (Figura 2).

Figura 1. Mapa de localización de los global geosites de Canarias seleccionados en este estudio



Fuente: Proyecto geosites-IGME y Grafcan. Elaboración propia

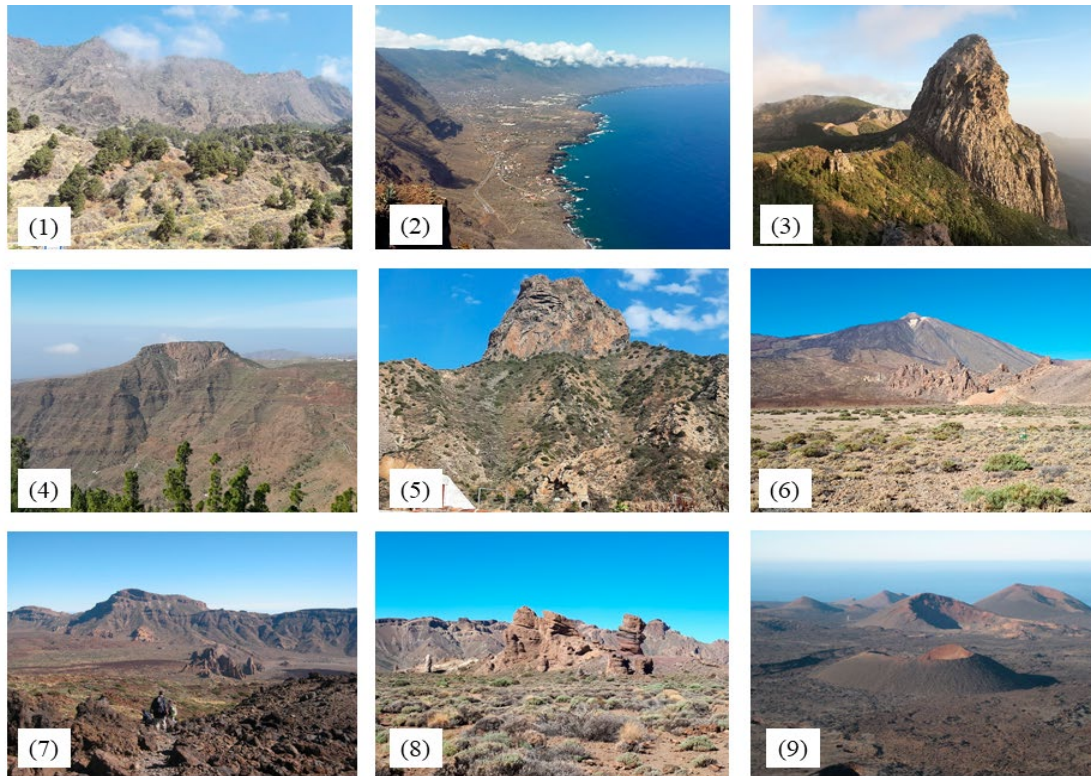
3. METODOLOGÍA

La metodología utilizada en este trabajo se divide en tres grandes fases. En la primera se procedió a caracterizar cada uno de los geositos globales definidos hasta el año 2020 por el IGME para Canarias. Para ello fue fundamental la revisión cartográfica (topográfica, geológica, geomorfológica, usos, etc.) y bibliográfica y las campañas de campo a lo largo del tiempo por parte de los miembros del equipo de investigación.

La segunda fase se centró en la evaluación de estos geositos según la propuesta de Reynard et al. (2007, 2016). Esta tiene en cuenta los valores intrínsecos y los de uso y gestión, aunque solo se aplica la evaluación cuantitativa a los primeros. Los valores intrínsecos se dividen en científicos y añadidos. Los primeros se subdividen a su vez en cuatro tipos: integridad, representatividad, rareza e interés paleogeográfico. Los valores añadidos se agrupan también en cuatro: ecológicos (influencia y protección del lugar), estéticos (puntos desde donde se observa y contrastes topográficos y colores), culturales (importancia simbólica y religiosa, importancia histórica, interés artístico y literario e importancia geohistórica) y económicos relacionados con la generación de productos. Los valores de uso y gestión se corresponden con los de protección y promoción (Reynard et al. 2007, 2016). La escala numérica para puntuar cada ítem se hace en intervalos de 0.25 hasta un máximo 1 punto, asignándole 0 cuando el valor es nulo y 1 si es muy alto. Por tanto, la puntuación máxima alcanzable será de 1 y la mínima 0, por lo que, para establecer comparaciones y definir un nivel jerárquico para cada sitio los valores se expresan en promedios siguiendo esta clasificación: *bajos* si las puntuaciones son $\leq 0,4$; *medios* si son $> 0,4$ y $< 0,6$; y *altos* si están entre $\geq 0,6$ y 1 (Bouzekraoui et al. 2017; Dóniz-Páez y Becerra-Ramírez, 2020).

Por último, la tercera fase consistió en identificar los recursos para el turismo volcánico en los geositos globales de Canarias siguiendo la propuesta de Sigurdsson y Lopes (2010), Erfurt-Cooper (2014, 2018) y Dóniz-Páez (2012, 2014), que los agrupan en ocho categorías: el paisaje, las erupciones, las fuentes termales y los spas, las actividades ecoturísticas y geoturísticas, los deportes de aventura y riesgo, las playas de arena negra o roja, los parques culturales y la arqueología y la relación entre los volcanes y la religión.

Figura 2. Geositorios globales de Canarias. 1-Caldera Taburiente (La Palma), 2-El Golfo (El Hierro), 3-Los Roques (La Gomera), 4-La Fortaleza de Chipude (La Gomera), 5-Roque Cano (La Gomera), 6-Teide (Tenerife), 7-Caldera de las Cañadas (Tenerife), 8-Roques de García (Tenerife), 9-Timanfaya (Lanzarote)



4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Cálculo del geopatrimonio en los geositorios globales de Canarias

Al aplicar la metodología de cuantificación a los valores científicos se observa que poseen puntuaciones medias de 0,51. Ahora bien, al desglosarlos para cada uno de los ítems se puede apreciar que solo los de integridad disponen de puntuaciones altas, seguidos de los de representatividad y rareza que son medias y los de interés paleogeográfico que son bajas. En el caso de los valores añadidos, la puntuación media es de 0,53 y al dividirlos se ve que solo los ecológicos presentan puntuaciones altas, seguidos de los culturales que son medias y los estéticos y económicos que son bajas. El geositorio con los valores más altos para ambos ítems es el volcán Teide en Tenerife y el que dispone de los índices más bajos para ambos valores es Roque Blanco en La Gomera. En líneas generales los valores científicos y los añadidos para el conjunto de los geositorios globales de Canarias presentan puntuaciones medias, aunque en estos últimos están ligeramente por encima de los primeros. Al desglosarlos se observa que para el 42,86% de los geositorios el promedio de los valores científicos está por encima de los añadidos, mientras que para el 57,14% restante es a la inversa. En relación con la posición que ocupa cada geositorio en función

de sus valores intrínsecos, se observa que en las primeras cinco posiciones hay una total correlación entre los valores científicos y añadidos, mientras que para el resto no siempre es así (Tabla 1).

Tabla 1. Valores intrínsecos de los geositiros globales de Canarias

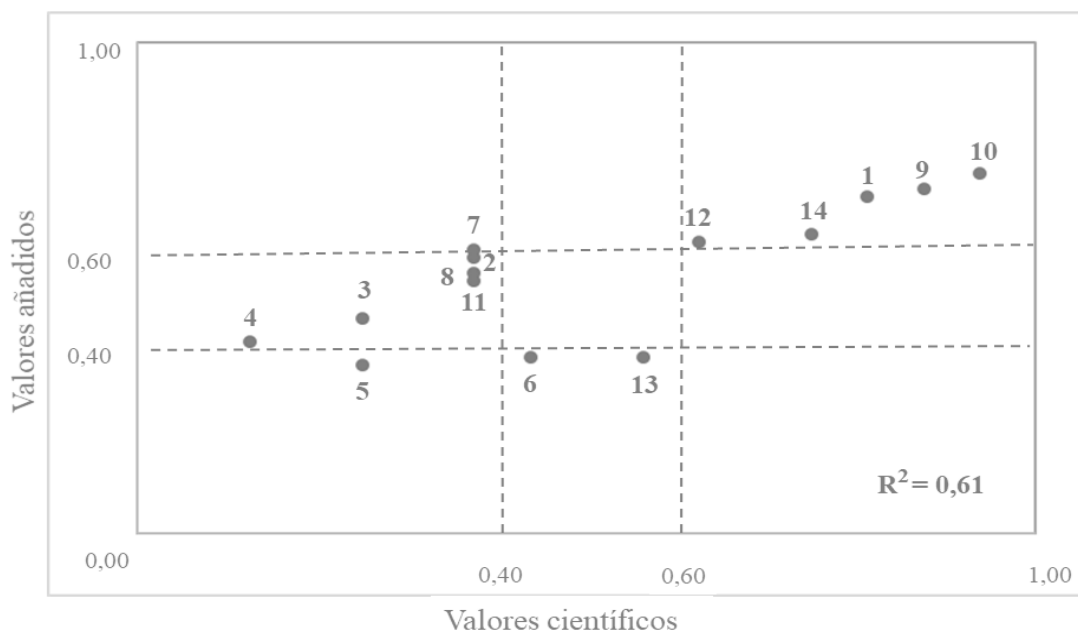
Valores científicos						
Geositio	Integridad	Representatividad	Rareza	Paleografía	Promedio	Ranking
Teide	1	1	1	0,75	0,94	1
C. Cañadas	0,75	1	1	0,75	0,88	2
Taburiente	0,75	0,75	0,75	1	0,81	3
Timanfaya	1	0,5	1	0,5	0,75	4
Tejeda	0,5	0,75	0,75	0,5	0,63	5
C. Basal	0,5	0,75	0,5	0,5	0,56	6
Los Órganos	0,75	0,5	0,25	0,25	0,44	7
Los Roques	0,75	0,5	0	0,25	0,38	8
El Golfo	0,5	0,5	0,25	0,25	0,38	8
R. García	0,5	0,25	0,75	0,5	0,38	8
R. Nublo	0,5	0,25	0,25	0,5	0,38	8
Fortaleza	0,75	0,25	0	0	0,25	9
R. Cano	0,75	0,25	0	0	0,25	9
R. Blanco	0,5	0	0	0	0,13	10
Promedios	0,68	0,52	0,46	0,40	0,51	-
Valores añadidos						
Geositio	Ecológicos	Estéticos	Culturales	Económicos	Promedio	Ranking
Teide	0,88	1	0,81	0,25	0,73	1
C. Cañadas	1	0,88	0,69	0,25	0,70	2
Taburiente	1	0,88	0,63	0,25	0,69	3
Timanfaya	0,88	0,5	0,81	0,25	0,61	4
Tejeda	0,75	0,88	0,5	0,25	0,59	5
Los Roques	0,88	0,75	0,44	0,25	0,58	6
El Golfo	0,75	0,88	0,63	0,25	0,56	7
R. García	0,63	0,75	0,5	0,25	0,53	8
R. Nublo	0,63	0,75	0,44	0,25	0,52	9
Fortaleza	0,63	0,63	0,25	0,25	0,44	10
R. Blanco	0,75	0,38	0,19	0,25	0,39	11
C. Basal	0,63	0,25	0,31	0,25	0,36	12
Los Órganos	0,63	0,13	0,44	0,25	0,36	12
R. Cano	0,50	0,38	0,25	0,25	0,34	13
Promedios	0,75	0,34	0,47	0,25	0,53	-

Por tanto, parece evidente que la identificación de los catorce geositos globales no responde tanto a la mayor o menor diversidad de su geopatrimonio, sino que parece estar más relacionada con que correspondan con espacios que previamente han sido protegidos, lo cual garantiza su geoconservación que es uno de los principales objetivos del proyecto global geosites y, además, que encajen en el contexto geológico de edificios y morfologías volcánicas definido para las islas, donde el papel que desempeña el criterio geomorfológico es muy importante acogiendo a más del 70% de los geositos canarios de este estudio. Esto quizás pueda explicar por qué algunos edificios y/o morfologías volcánicas muy diversas en las islas (Dóniz-Páez *et al.*, 2020a) no estén incluidas en el catálogo. Entre estas podemos mencionar la dorsal de Cumbre Nueva-Vieja en La Palma; los edificios volcánicos históricos como la erupción submarina de El Hierro, el Teneguía o San Juan en La Palma, Boca Cangrejo, Garachico o Chinyero en Tenerife; volcanes de génesis hidromagmática como Caldera del Rey o Montaña Pelada en Tenerife, la caldera de Bandama en Gran Canaria o los islotes del norte de Lanzarote; los campos lávicos como Los Lajiales en El Hierro o formas y procesos de erosión y acumulación que introducen una enorme diversidad a los paisajes volcánicos como acantilados, barrancos, playas y sistemas eólicos sedimentarios. Si bien es cierto, que el inventario del global geosites sigue abierto y que en el futuro puede acoger más lugares que contribuyan a dibujar mejor la diversidad del contexto geológico de edificios y morfologías volcánicas definido por el proyecto global geosites para Canarias.

Al correlacionar los valores científicos con los añadidos el coeficiente de correlación lineal $R^2 = 0,61$, mostrando una asociación moderada entre ambas variables y permitiéndonos agrupar los geositos en tres grandes categorías (Fig. 3). Una en donde ambos valores son bajos y que se corresponde con la más numerosa acogiendo al 50% del total de los geositos estudiados (El Golfo, Roques de García, Roque Nublo, La Fortaleza, Roque Blanco, Los Órganos y Roque Cano). Otra en donde tanto los valores científicos como los añadidos presentan puntuaciones medias y que es la menos representativa con solo el 14,3% (Roques del Parque Nacional de Garajonay en La Gomera y el complejo basal de Betancuria en Fuerteventura). Y, por último, la tercera categoría en donde los valores científicos y añadidos son altos y que acoge al 35,7% de los lugares (Caldera de Taburiente, Caldera de Las Cañadas, el volcán Teide, la Caldera de Tejada y Timanfaya).

Del mismo modo que lo que se ha constatado para otros lugares (Dóniz-Páez *et al.*, 2020b; Dóniz-Páez y Becerra-Ramírez, 2020) parece haber una correlación entre la mayor superficie del lugar estudiado y su mayor puntuación en los valores intrínsecos. En este caso, se aprecia que los geositos que ocupan las primeras cinco posiciones tanto en sus valores científicos como añadidos son los que poseen una mayor superficie del conjunto de los catorce geositos estudiados. Esto está en relación con que al ocupar una mayor extensión puede también albergar una mayor diversidad de procesos y formas volcánicas y de erosión y acumulación, pero además cuentan con interesantes aspectos ecológicos, históricos, etc., que contribuyen a incrementar los valores añadidos.

Figura 3. Correlación entre los valores científicos y añadidos para el conjunto de los global geosites de Canarias. La numeración corresponde a la tabla 1



4.2 El turismo volcánico en los geositos globales de Canarias

El turismo volcánico es una modalidad geoturística centrada en los paisajes eruptivos y cuyo objetivo es practicar actividades recreativas en relación con la variedad de atractivos que nos ofrecen los volcanes. Los diferentes autores que trabajan en turismo volcánico (Sigurdsson y Lopes, 2000; Erfurt-Cooper y Cooper, 2010; Dóniz-Páez, 2012; 2014; Erfurt-Cooper, 2014; 2018) señalan que, en líneas generales, los atractivos que los volcanes ofrecen desde el punto de vista turístico son ocho. Al establecer cuáles de estos recursos volcánicos se pueden identificar en los geositos globales seleccionados en este trabajo (Tabla 2) se observa que todos están presentes a excepción de las erupciones, pero no todos están igualmente representados. En este sentido, los paisajes, las actividades ecoturísticas y los deportes de aventura y riesgo aparecen en todos los geositos globales de Canarias, mientras que las playas en El Golfo, el complejo basal de Fuerteventura y Timanfaya y las manifestaciones termales sólo están en el volcán Teide y el Parque Nacional de Timanfaya.

Es evidente que en relación con el objetivo de nuestra comunicación es interesante que los recursos volcánicos relacionados con las actividades ecoturísticas-geoturismo y los deportes estén presentes en la totalidad de los catorce geositos estudiados. Este hecho unido siempre a la existencia de otro tipo de recursos para el turismo volcánico en cada uno de ellos, nos permite esbozar propuestas encaminadas a utilizar esa variedad de atractivos con el fin de que se continúe manteniendo la diversidad de atractivos de los geositos. Por esta razón y acorde también con la propia normativa de uso público de estos catorce espacios protegidos de Canarias, creemos que una de las principales propuestas es la de diseñar itinerarios geoturísticos que

pongan en valor los atractivos del turismo volcánico en cada lugar a través del conocimiento e interpretación del patrimonio natural y cultural de los mismos.

Tabla 2. Recursos para el turismo volcánico en los geositios globales de Canarias seleccionados en este trabajo. 1. Paisajes; 2. Erupciones; 3. Termalismo; 4. Ecoturismo; 5. Deportes; 6. Playas; 7. Arqueología-cultural; y 8. Religión. Elaboración propia.

Geositio	1	2	3	4	5	6	7	8
Caldera Taburiente								
El Golfo								
La Fortaleza								
Roque Blanco								
Roque Cano								
Los Roques								
Los Órganos								
Roques de García								
Calderas Las Cañadas								
Volcán Teide								
Roque Nublo								
Caldera Tejada								
Complejo basal								
Timanfaya								

Estos itinerarios se pueden presentar bien dentro de cada uno de los geositios como en el caso de los reconocidos en el Parque Nacional del Teide (Dóniz-Páez y Becerra-Ramírez, 2019), bien dentro de la isla cuando esta acoja a varios geositios globales como es el caso de La Gomera o bien diseñar un itinerario que pueda abarcar las siete islas, de manera similar a como lo hace el sendero GR-131, pero en nuestro caso abarcando la totalidad de las islas ya que en todas se ha catalogado geositios globales. A la hora de diseñar los itinerarios es ideal contar con infraestructuras previas a través de las cuáles poder realizar la visita a los global geosites. En este sentido, los senderos homologados que discurren por los espacios naturales protegidos en donde están los geositios de las Canarias, con información in situ (carteles, paneles, indicaciones, etc.) o ex situ (códigos bidi, webs, etc.), son claves para el diseño de estos itinerarios y esenciales para ponerlos en práctica.

5. CONSIDERACIONES FINALES Y RECOMENDACIONES

Sin duda, las investigaciones encaminadas a poner en valor el atractivo geoturístico de los espacios está en auge (Chen *et al.*, 2015). Ahora bien, estas se pueden agrupar en dos tipos de aproximaciones, una más geológica y otra más geográfica

(Dowling y Newsome, 2018). Aunque tradicionalmente los trabajos de geoturismo desde una perspectiva geográfica siguen siendo escasos, sí que se aprecia cómo están adquiriendo cada vez mayor importancia tanto en el plano teórico (Olson y Dowling, 2018; Chen *et al.*, 2020) como práctico (Dóniz-Páez *et al.*, 2019). Esta comunicación es un claro ejemplo de estudios en donde se aplican metodologías vinculadas con el concepto más amplio del geoturismo tal y como lo definen National Geographic Society (2010 y 2020) y en donde además de los valores estrictamente vinculados con el patrimonio geológico, son igualmente importante los relacionados con el patrimonio natural en general (geodiversidad, biodiversidad e hidrodiversidad) y con el patrimonio cultural. Aun así, queda mucho por avanzar, no solo a la hora de ir completando el catálogo de lugares incluidos en el proyecto global geosites sin caer en la declaración por el simple hecho de declararlos o en perfeccionar los métodos de trabajo para que acojan y valoren la totalidad del patrimonio de un geosítio, sino en el diseño de propuestas para dar a conocer la diversidad de atractivos y recursos con los que cuentan los geosítios y geomorfosítios a través del turismo volcánico.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias al proyecto “VOLTURMAC, Fortalecimiento del volcano turismo en la Macaronesia (MAC2/4.6c/298)”, que co-financia el Programa de Cooperación INTERREG V-A España-Portugal MAC (Madeira-Azores-Canarias) 2014-2020.

BIBLIOGRAFÍA

- BOUZEKRAOUI, H., BARAKAT, A., TOUHAMI, F., MOUADDINE, A. & EL YOUSSEI, M. (2017). Inventory and assessment of geomorphosites for geotourism development: A case study of Aït Bou Oulli valley (Central High-Atlas, Morocco). *Area*, 50, 331-343. DOI: 10.1111/area.12380.
- CHEN, A., LU, Y. & NG, Y. (2015). *Principles of geotourism*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg: Berlin.
- CHEN, A., NG, Y., ZHANG, E. & TIN, M. (2020). *Dictionary of geotourism*. Springer Singapore: Singapore
- DOWLING R., & NEWSOME, D. (2018). Geotourism: definition, characteristics and international perspectives. En: R. Dowling & D. Newsome (eds.) *Handbook of Geotourism* (pp. 1-22). Cheltenham: Edward Elgar.
- DÓNIZ-PÁEZ, J. (2012). *Turismo Volcánico. Canarias: Productos turísticos y propuesta de itinerarios volcánicos*. Editorial Académica Alemana: Madrid.
- DÓNIZ-PÁEZ, J. (2014). Reflexiones en torno al turismo volcánico. El caso de las Islas Canarias, España. *Pasos*, 12(2): 467-478.
- DÓNIZ-PÁEZ, J. & BECERRA-RAMÍREZ, R. (2019). Geoturismo volcánico en el Parque Nacional de Las Cañadas del Teide (Tenerife, Canarias, España). *Bloc de las Islas Canarias-Fundación Añazo Nova*, 9: 99-109.
- DÓNIZ-PÁEZ, J., HERNÁNDEZ, W., PRZEOR, M. & PÉREZ, N. (2019). *Guía geoturística de Tenerife*. In-volcan: S/C Tenerife.

- DÓNIZ-PÁEZ, J., BELTRÁN YANES, E., BECERRA-RAMÍREZ, R., PÉREZ, N., HERNÁNDEZ, P. & HERNÁNDEZ, W. (2020A). Diversity of volcanic geoheritage in the Canary Islands, Spain. *Geosciences*, 10, 390, DOI:10.3390/geosciences10100390.
- DÓNIZ-PÁEZ, J., BECERRA-RAMÍREZ, R., SERRANO-PATÓN, M. & BÁEZ-HERNÁNDEZ, M^a. (2020B). Geodiversidad, Geopatrimonio y Geoturismo en los espacios naturales protegidos del Geoparque volcánico de El Hierro (Canarias, España). Actas del XXIII Coloquio de Historia Canario-Americana. Las Palmas de Gran Canaria, octubre 8-12 2018 Retrieved from: <http://coloquioscanaria-samerica.casadecolon.com/index.php/CHCA/article/view/10409>.
- ERFURT-COOPER, P., (2014). *Volcanic Tourist Destinations*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg: Berlin.
- ERFURT-COOPER P (2018). Geotourism development and management in volcanic regions. En: R. Dowling & D. Newsome (Eds). *Handbook of Geotourism* (pp. 152-167). Cheltenham: Edward Elgar.
- ERFURT-COOPER, P. & COOPER, M. (2010). *Volcano and geothermal tourism. Sustainable geo-resources for leisure and recreation*. Earthscan Publications: London.
- MIHAI, B., REYNAR, E., WERREN, G., SAVULESCU, I., SANDRIC, I. & CHITU, Z. (2009). Impacts of tourism on geomorphological processes in the Bucegi Mountains in Romania. *Geographica Helvetica*, 64, 134-147. DOI: doi.org/10.5194/gh-64-134-2009
- NATIONAL GEOGRAPHIC (2010). What is geotourism? Center for Sustainable Destinations. Retrieved from: www.nationalgeographic.com/travel/sustainable.
- NATIONAL GEOGRAPHIC (2020). Geotourism Principles. Retrieved from: www.nationalgeographic.com/maps/geotourism/geotourism-principles/
- OLSON, K. & DOWLING, R. (2018). Geotourism and Cultural Heritage. *Geoconservation Research*, 1(1), 37-41. DOI:10.30486/GCR.2018.540021.
- REYNARD, E., FONTANA, G., KOZLIK, L., & SCAPOZZA, C. (2007). A method for assessing the scientific and additional values of geomorphosites. *Geographica Helvetica*, 62(3): 148-158. DOI:10.5194/gh-62-148-2007
- REYNARD, E., PERRET, A., BUSSARD, J., GRANGIER, L., & MARTIN, S. (2016). Integrated approach for the inventory and management of geomorphological heritage at the regional scale. *Geoheritage*, 8: 43-60. DOI:10.1007/s12371-015-0153-0
- SIGURDSSON, H. & LOPES, R. (2000). Volcanoes and Tourism. En: Sigurdsson (Ed.). *Encyclopedia of volcanoes* (pp. 1283-1299). Academic Press: San Diego.

HUMEDALES TEMPORALES DEL SUR DE CÓRDOBA; PROPUESTAS PARA LA CATALOGACIÓN Y PROTECCIÓN

TEMPORARY WETLANDS OF SOUTHERN CÓRDOBA: PROPOSALS FOR CATALOGING AND PROTECTION

Miguel Tierno-Galán¹, María Luisa Ramírez-López¹, Juan De La Cruz-Merino¹, Rafael F. Vega-Pozuelo¹

¹ Graduado en Ciencias Ambientales, migueltierno98@gmail.com; Departamento de Ciencias Sociales, Filosofía, Geografía y Traducción e Interpretación, Universidad de Córdoba, mluisa.ramirez@uco.es, 0000-0001-5123-4462; Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible, Junta de Andalucía, juan.cruz.merino@juntadeandalucia.es; Departamento de Ciencias Sociales, Filosofía, Geografía y Traducción e Interpretación, Universidad de Córdoba, rvega@uco.es, 0000-0003-4982-9285

Resumen

El objeto de esta investigación recae sobre los humedales del sur de la provincia de Córdoba (España). Su elección se justifica porque una parte importante de ellos han experimentado una intensa presión antrópica, que los ha afectado incluso hasta su desaparición en algunos casos. Actualmente existe un creciente interés por salvaguardar estos enclaves. Pueden diferenciarse tres situaciones esenciales en relación con la realidad que los envuelve. La primera se refiere a la declaración como Espacios Naturales Protegidos. La segunda incluye otros intentos de acercamiento, pero sin que ello implique una forma de protección específica (p. e., Inventario Español de Zonas Húmedas, Inventario de Humedales de Andalucía). En la tercera situación se encontrarían aquellos sistemas húmedos más amenazados, por no quedar ni protegidos ni catalogados.

El trabajo se ha centrado en los humedales de la segunda situación, pues cuentan con algún reconocimiento, pero precisan de alguna forma de protección específica. Para alcanzar dicha protección se propone su catalogación mediante un modelo de fichas, que recoge información de referencia. Con estas fichas se pretende pergeñar un marco teórico-práctico que incluya aquellos aspectos naturales y antrópicos claves para su conservación y protección, facilitándose el proceso de toma de decisión de las Administraciones.

Palabras clave: Humedales, campiña de Córdoba (España), conservación, protección.

Abstract

The objective of this investigation is focus on falls on the wetlands located in the south of the province of Córdoba (Spain). This issue has been chosen because an important part of those wetlands have intense anthropic pressure, which has even affected them until their disappearance.

There is currently a growing interest in safeguarding these enclaves. Three main situations can be differentiated in relation to the reality that surrounds them. The first one refers to the declaration as Protected Natural Areas. The second includes other attempts at rapprochement, but without implying a specific form of protection (eg, Spanish Inventory of Wetlands, Inventory of Wetlands of Andalusia). In the third situation, the humid threatened systems are found, as they were neither protected nor cataloged.

This investigation has focused on the wetlands related to the second situation; they count on some recognition, however they also need some kind of protection. It is proposed to catalog the wetlands using a model of documents which collects reference information. Thanks to those documents, it will be able to draw up a theoretical-practical framework, where the natural and anthropic aspects will be included. The aspects that have already been mentioned, not only have become the key for the protection and conservation of the wetlands but also have made easier the decision-making process of the Administrations.

Keywords: Wetlands, Córdoba countryside (Spain), conservation, protection.

1. INTRODUCCIÓN

En un entorno histórica y ampliamente antropizado, como es el de la porción sur de la provincia de Córdoba (España), y en mayor medida en su zona campiñesa, el rosario de humedales allí presentes, “valioso ejemplo de endorreísmo en la Andalucía de interior”, suponen un importante “oasis de biodiversidad”, “un auténtico bastión para la conservación de la riqueza biológica de nuestro entorno”, de ahí la importancia de su protección y conservación (Naranjo-Ramírez *et al.*, 2016a, p. 409).

Actualmente no existe una única definición de humedal y las que se encuentran suelen mezclar conceptos muy dispares desde diferentes puntos de vista. Están condicionadas por los objetivos de las acciones a desarrollar o por el campo profesional de los investigadores (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2006). Sin embargo, el Plan Andaluz de Humedales define humedal como: “un ecosistema o unidad funcional de carácter predominantemente acuático que, no siendo un río, ni un lago, ni el medio marino, constituye, en el espacio y en el tiempo, una anomalía hídrica positiva respecto a un entorno más seco. La confluencia jerárquica de factores climáticos e hidrogeomorfológicos, hace que se generen condiciones recurrentes de inundación con aguas someras, permanentes, estacionales o erráticas y/o unas condiciones de saturación cerca o en la superficie del terreno por la presencia de aguas subterráneas, lo suficientemente importantes como para afectar a los procesos biogeofísicos del área en cuestión” (Consejería de Medio Ambiente, 2002, pp. 81-82).

La existencia de estas láminas de agua posiblemente haya significado un factor de atracción para el ser humano en determinadas épocas históricas y prehistóricas, como algunos estudios han puesto de manifiesto, de ahí que la presencia humana sobre este territorio esté constatada desde la Prehistoria. No obstante, la capacidad de alteración y transformación de estos ecosistemas naturales por parte de aquellas primeras comunidades humanas seguramente no sería demasiado impactante, como

sí acabaría siendo en momentos más cercanos de nuestra historia reciente (Naranjo-Ramírez, 2014, p. 5).

Las propias características de medio físico en esta zona campiñesa, que darán lugar a unos terrenos de una marcada fertilidad, propiciarán una nutrida ocupación humana y el desarrollo con el paso del tiempo de una intensa actividad agraria, protagonizada en el caso de la baja campiña por el desarrollo del cereal y en la alta campiña por el olivar y en menor medida el viñedo.

Todo ello dará lugar a una presión antrópica sin precedentes sobre el territorio, afectando de distinto modo a los humedales que lo salpican. Así, entre las distintas actividades que tienen lugar en los entornos de estas lagunas, y que suponen un serio riesgo para su correcto funcionamiento, se encontrarían:

- Aparición de diferentes construcciones rurales en forma de edificaciones de cierta entidad o pequeñas casas huertanas.
- Competencia por los diferentes recursos hídricos.
- Deforestación importante de las zonas cercanas a estas franjas húmedas, mediante la quema de los carrizales perilagunares y la roturación del nivel de agua para llevar a cabo labores de cultivo, manteniéndose únicamente, y en el mejor de los casos, algunos árboles de ribera y carrizal bordeando las lagunas.
- Introducción de actividades como los cultivos de cereal, hortofrutícolas y olivar en las zonas previamente deforestadas.
- Como consecuencia de las diferentes actividades, pérdida de biodiversidad, tanto vegetal como animal, así como introducción de nuevas especies.
- El cultivo en zonas cercanas a las lagunas provoca asimismo erosión del suelo y aterramiento de los vasos lagunares. Las aguas también se ven afectadas por la utilización de productos fitosanitarios.
- Distintos tipos de actividades cinegéticas.
- Construcción de vías de comunicación en zonas cercanas, tales como carreteras y/o líneas de ferrocarril.

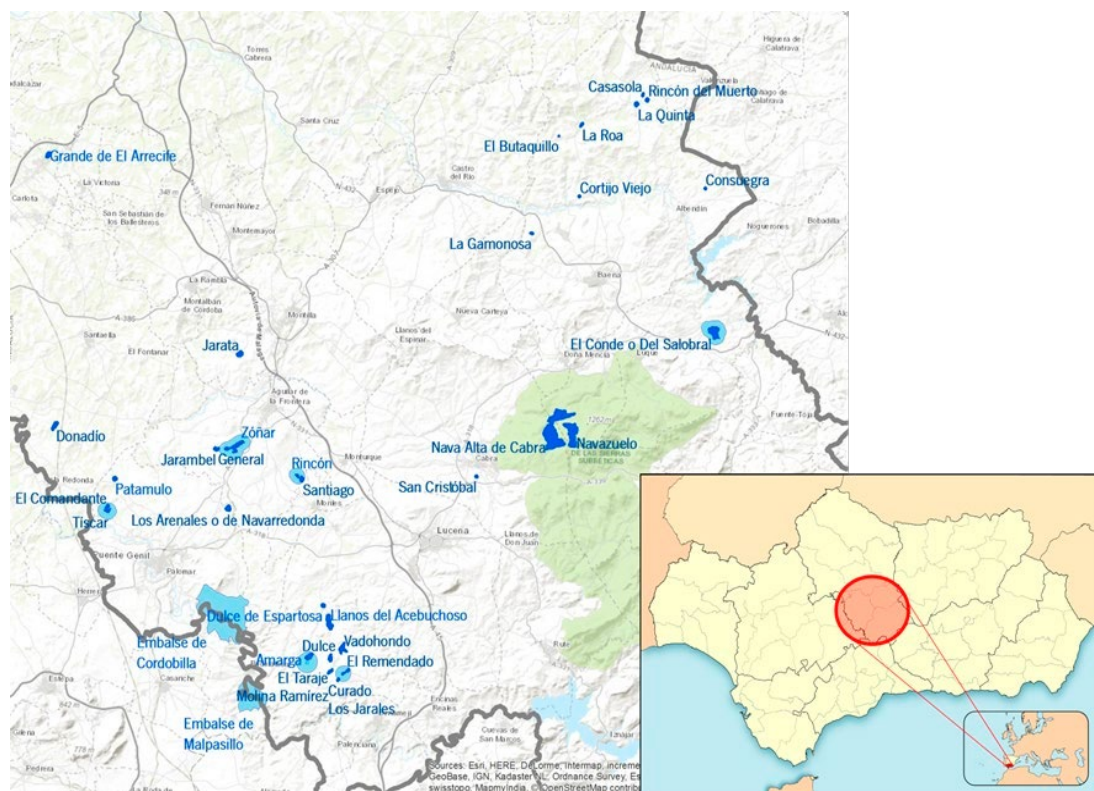
Por todo ello, resulta necesario indicar que los humedales mediterráneos se encuentran entre los ecosistemas más amenazados de la Tierra (Blondel & Aronson, 1999), y en particular, las charcas estacionales mediterráneas son hábitats prioritarios según la Directiva Hábitats de la Unión Europea (European Commission, 2007). Las lagunas de carácter estacional, que son las mayoritarias en el contexto que se analiza, difieren de las de agua permanente en la aparición de una fase seca recurrente (Griffiths, 1997). Precisamente debido a su carácter estacional y pequeño tamaño, estos hábitats acuáticos son muy vulnerables, siendo a menudo poco visibles y desconocidos (Grillas *et al.*, 2004).

El conocimiento que se ha ido adquiriendo con el paso del tiempo acerca de este tipo de ecosistemas ha promulgado el comienzo de la tendencia hacia su conservación y protección. De esta forma, a finales del siglo XX, las lagunas y el terreno circundante se habían convertido en unas zonas destinadas al cultivo, teniendo que convivir con los valores ambientales propios de los humedales, su vegetación y su riqueza biológica, entre la que se encuentra la malvasía cabeciblanca, de especial protección en las

lagunas por ser ese su último reducto europeo. De esa forma, para poder hacer frente a la gran presión antrópica, comienzan a desarrollarse una serie de movimientos cuyo objetivo era la protección de estos humedales. En el caso de la provincia de Córdoba esos movimientos, de carácter privado, espontáneo y voluntarista, acabarían dando prontamente sus frutos, de forma que serían los principales protagonistas de las primeras formas de protección que recibirían algunos de estos humedales, concretamente las Reservas Integrales, más tarde reclasificadas a Reservas Naturales, de las Lagunas del Sur de Córdoba: Zóñar, Amarga, Rincón, Tíscar, Salobral y Jarales (Reservas Integradas según Ley 11/1984; Reservas Naturales por la Ley 2/1989) (Figura 1).

También es necesario destacar la creación, a comienzos del presente siglo, del Inventario Español de Zonas Húmedas (Real Decreto 435/2004, de 12 de marzo, por el que se regula el Inventario Español de Zonas Húmedas), así como el Inventario de Humedales de Andalucía (Decreto 98/2004, de 9 de marzo, por el que se crea el Inventario de Humedales de Andalucía y el Comité Andaluz de Humedales). Este último tiene como objetivo la elaboración de un catálogo de naturaleza administrativa de los humedales andaluces que tienen especial valor, así como la constitución del Comité Andaluz de Humedales, como órgano colegiado consultivo y de participación de la Consejería de Medio Ambiente, que tiene como objetivo prioritario promover la participación proactiva en materia de conservación y uso racional de los humedales andaluces.

Figura 1. Localización de las Reservas Naturales Lagunas del Sur de Córdoba.



Fuente: adaptación propia, a partir de Junta de Andalucía (2019).

La introducción de múltiples humedales cordobeses dentro del Inventario sería el comienzo para iniciar su reconocimiento, ya que, gracias a ello, están siendo tenidos en cuenta por la administración. En esa situación se encuentran, entre otras: la laguna de La Quinta, la laguna del Rincón del Muerto o la laguna de Casasola, situadas en el término municipal de Baena; la laguna del Donadío, en Santaella, o la laguna de Jarambel, en Aguilar de la Frontera. Este conjunto de humedales de carácter estacional, hasta la fecha son privados y no están protegidos por ley específica, lo que no presenta ninguna garantía sólida que promueva que sus valores no se vean afectados con el paso del tiempo, de ahí la importancia de iniciar acciones como la que a continuación se plantea.

2. MATERIALES Y MÉTODO

La metodología de trabajo se ha desarrollado en diferentes etapas:

1. Etapa preliminar: concreción y definición del ámbito de estudio y recopilación inicial de bibliografía de referencia.
2. Etapa inicial: elaboración de la ficha modelo con los indicadores básicos.
3. Etapa de recopilación y análisis de datos: Salidas de campo y recogida de información. En la recogida de información se han tenido especialmente en cuenta los siguientes materiales:
 - Uso de la página de la sede virtual del Catastro donde se extrae la información relativa a las diferentes parcelas en las que se encuentra dividido el territorio sobre el que se encuentra situado la laguna.
 - Uso de los Planes Generales de Ordenación del territorio de los diferentes municipios (PGOU) en los que se ubican las lagunas.
 - Revisión del Libro Rojo de vertebrados de la Junta de Andalucía con el fin de comprobar el estado de conservación de las diferentes especies faunísticas que caracterizan la zona de estudio.
 - Revisión de las fichas del Inventario de humedales de Andalucía para la obtención de información de los humedales estacionales objeto de estudio.
 - Revisión de la legislación mediante el Boletín Oficial del Estado, con el objetivo de identificar los aspectos legales de aplicación a las zonas húmedas.
 - Realización mediante la página web de la Junta de Andalucía de la tasación de suelos rústicos de secano, otorgándole así un valor al conjunto de parcelas que constituyen la zona de estudio.
4. Etapa de descripción, análisis y discusión de resultados.

Actualmente se dispone de las fichas completas para varios de los humedales presentes en esta zona campiñesa. Por cuestiones de espacio se presentan y comentan, a modo de ejemplo, los datos de uno de ellos, el de la laguna de Jarambel (Aguilar de la Frontera), con el objeto de mostrar la aplicabilidad y utilidad del modelo planteado.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Selección del ámbito objeto de estudio

Como se ha comentado, los humedales se han visto amenazados por diversas circunstancias a lo largo de su pasado histórico. No obstante, en la actualidad, una vez conocidos sus excepcionales valores, no son pocos los esfuerzos que se están destinando a su mejor conocimiento, protección y conservación.

Durante las últimas décadas muchos de los humedales que se habían originado en la campiña alta se habían disipado como resultado de la expansión agraria. Sin embargo, esa tendencia, junto a la “lamafobia” que se originó durante la segunda mitad del siglo XX (Vega-Pozuelo, 2018, pp. 120–142), se ha reducido con respecto a los niveles en los que se encontraban en aquellas épocas y se está viendo sustituida, en parte, por el surgimiento de una corriente conservacionista por parte de algunos sectores de la población, así como por parte de la administración, que, en algunos casos, está invirtiendo recursos para reparar y recuperar algunos de los humedales que se habían alterado.

Buena parte de estas zonas húmedas merecen una especial atención por integrar algunos de los ecosistemas más singulares y de alto valor ecológico no solo a nivel provincial, autonómico, o estatal, sino también a escala europea. Su importancia también radica en el amplio catálogo de beneficios que serían capaces de aportar a la sociedad, entre otros: regulación climática y mitigación del cambio climático, abastecimiento de agua o protección frente a inundaciones (Camacho, 2006; De Groot *et al.*, 2006).

En España, la mayor parte de los humedales naturales, desaparecidos hasta los años 60 y 70 del siglo XX, fueron drenados y transformados, fundamentalmente para su uso agrario (MITECO, 2021). Se estima que en España en esa época había ya desaparecido entre el 60 y 70% de la superficie de este patrimonio original, cifras análogas a las de otros países de nuestro entorno socioeconómico.

La desaparición física de algunos humedales ha supuesto una gran pérdida desde el punto de vista ecológico y patrimonial, mientras que los humedales Ramsar que sobreviven se encuentran en un estado de degradación variable (estado pobre o muy pobre): 54 % según datos del MITECO (2021), que podrá verse incrementado como consecuencia del modelo socioeconómico actual basado en un consumo abusivo y descontrolado de un recurso imprescindible como es el agua.

Los humedales sobre los que convendría en primera instancia aplicar el modelo que se propone, dentro del contexto geográfico del sur de la provincia de Córdoba, serían los que a continuación se enuncian. El orden de la lista refleja la probabilidad de actuación por parte de las autoridades competentes:

- 1) Laguna de Jarambel (Aguilar de la Frontera)
- 2) Laguna de La Quinta (Baena)
- 3) Laguna de Donadío (Santaella)
- 4) Laguna del Rincón del Muerto (Baena)
- 5) Laguna de Casasola (Baena)

- 6) Laguna de Consuegra (Baena)
- 7) Laguna del Butaquillo (Baena)
- 8) Laguna de los Arenales (Puente Genil)
- 9) Laguna de las Gamonosas (Baena)
- 10) Laguna del Taraje (Lucena)

Para esta selección se ha tenido en cuenta asimismo la importancia que presentan estas zonas según sus funciones y valores; aspectos que han sido descritos en diferentes artículos y comunicaciones científicas (Naranjo-Ramírez *et al.*, 2016a; Naranjo-Ramírez *et al.*, 2016b; Vega-Pozuelo *et al.*, 2017):

- Valor económico: beneficios económicos derivados de los valores paisajísticos que presentan.
- Valor/funciones hidrológicas:
 - Zona de regulación de crecidas y avenidas.
 - Estabilización de taludes.
 - Zonas que constituyen auténticas trampas de sedimentos.
 - Protección contra tormentas.
 - Zonas que funcionan como plantas de aguas residuales.
 - Estabilización de microclimas.
 - Zona de recarga de acuíferos.
 - Zona de descarga de flujo subterráneo.
- Valor/funciones biológicas:
 - Zonas de elevada producción de biomasa.
 - Constituyen hábitats de especies únicas, tanto de flora como de fauna, acentuando la biodiversidad.
 - Zonas que producen una gran cantidad de nutrientes (nitrógeno y fósforo especialmente).
- Valor/funciones antropológicas y culturales:
 - Usos recreativos.
 - Usos educativos.
 - Utilidad paisajística.
 - Patrimonialidad.

Además, para la selección de las lagunas, de forma complementaria a todo lo anterior, se han tenido en cuenta otros factores, como los polígonos y parcelas catastrales o la actitud proactiva de sus propietarios. Estos elementos resultan asimismo claves a la hora de comenzar las diferentes labores de protección ya que jugarían un papel determinante ante la posible compra de terrenos por parte de la administración.

Es necesario hacer hincapié en que todos y cada uno de los humedales anteriormente mencionados deberían contar con alguna figura de protección específica que garantizara la conservación, puesto que todos ellos son hábitats prioritarios según lo establecido en la Directiva 92/43 CEE, relativa a la Conservación de los Hábitats Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre.

3.2. Diseño y confección de las fichas

El objetivo que se persigue con el modelo de ficha que se propone es el de presentar de forma clara y concisa la información más relevante de cada uno de los humedales seleccionados con el fin de facilitar y agilizar el proceso de toma de decisiones por parte de las autoridades competentes en relación con la protección de estos enclaves de biodiversidad.

En ellas quedan recogidos aspectos como el nombre de especies que se encuentran amenazadas, el régimen de propiedad de las parcelas en las que se encuentran las lagunas o el valor aproximado del suelo. Estos aspectos van a ser fundamentales a la hora de seleccionar aquellos humedales hacia el que van a ir destinados los recursos con el fin de obtener una garantía de protección.

Con los datos proporcionados, cualquier persona con una formación básica podrá de una forma rápida y sencilla localizar geográficamente el territorio objeto de estudio, conocer datos concretos del mismo, aspectos antrópicos como el régimen de propiedad o la clasificación del suelo en el que se encuentran, aspectos ambientales como el modo de llenado y vaciado de las lagunas, su estado de conservación, los hábitats existentes y las especies de flora y fauna.

Con el fin de facilitar la comprensión y para que la información quede expresada de una forma clara, los contenidos se han dividido en cuatro grandes bloques, con sus correspondientes apartados:

- Contextualización de la laguna
- Nombre de la laguna
- Término municipal
- Provincia
- Coordenadas geográficas del punto central
- Coordenadas UTM del punto central
- Clasificación del humedal
- Superficie de la cubeta
- Superficie de la cuenca vertiente
- Mapa de localización de la laguna
- Fotografía aérea de la laguna
- Ortofoto catastral
- Mapa catastral
- Elementos naturales
- Caracterización hidrológica
- Caracterización faunística
- Vegetación
- Hábitat de interés comunitario
- Elementos antrópicos
- Polígonos y parcelas catastrales
- Titularidad
- Clasificación urbanística del suelo
- Valor aproximado de la parcela
- Usos actuales del suelo
- Infraestructuras

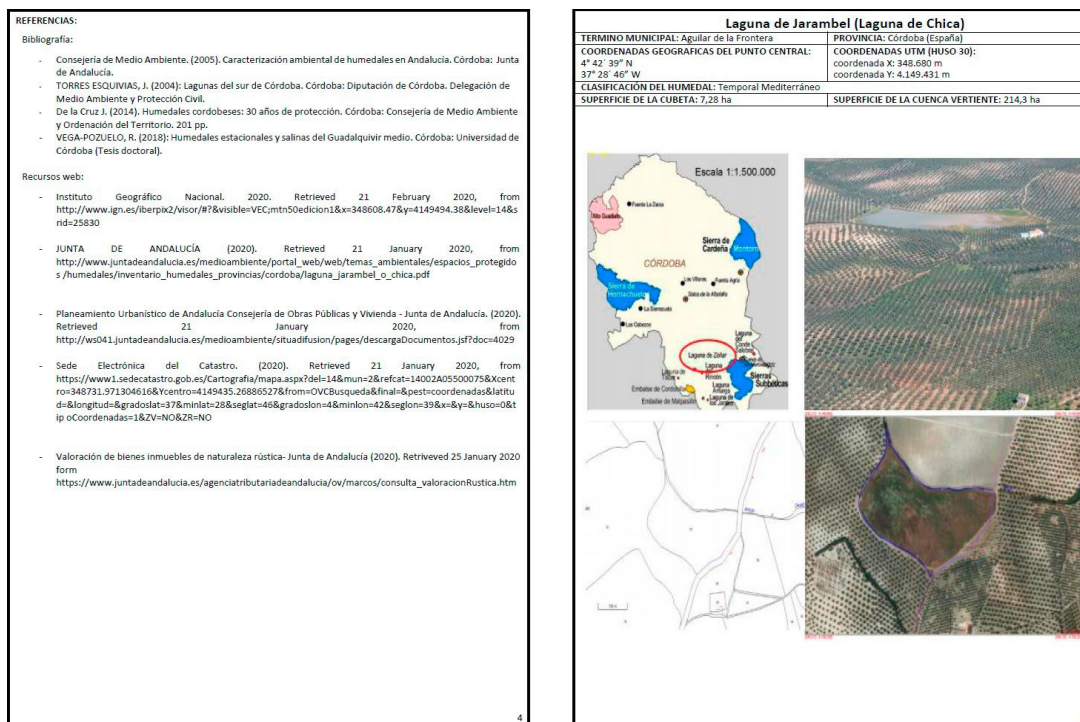
- Acceso
- Espacio incluido en la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA)
- Otras consideraciones
- Estado de conservación
- Normativa de referencia
- Observaciones
- Bibliografía

Esta información puede dar muestra de la importancia de conservar y proteger este tipo de ecosistemas, así como de los diferentes aspectos técnicos que serán claves para iniciar las correspondientes tareas de protección.

Para facilitar el proceso de visualización de información y con el fin de que toda quedara recogida en una sola página se opta por el formado A3 horizontal. De esta manera, las fichas, tras realizar un pliegue por el centro del folio, quedarían en formato cuaderno donde en la página inicial, que funcionaría a modo de portada, aparecía lo que anteriormente se ha denominado contextualización de la laguna, en las páginas internas quedarían representados en primer lugar los elementos naturales, seguido de los elementos antrópicos. Por último, en la página final, se haría una recopilación de la bibliografía utilizada en cada elaboración.

En las Figuras 2 y 3 se muestra, a modo de ejemplo, el modelo de ficha aplicado a un caso concreto, el de la laguna de Jarambel (Aguilar de la Frontera).

Figura 2. Ficha laguna de Jarambel (anverso)



Fuente: Elaboración propia

3.3. Laguna de Jarambel (Aguilar de la Frontera): comentario y discusión

3.3.1. Datos iniciales: contextualización de la laguna

La laguna de Jarambel se ubica en el sur de la provincia de Córdoba, en el término municipal de Aguilar de la Frontera (Figura 2). Es una laguna temporal de titularidad privada. Posee un sistema de drenaje que actúa evacuando el agua, siendo legal por estar construido con anterioridad la Ley de Aguas de 1985. Este municipio cuenta también con otros humedales, algunos de ellos, espacios naturales protegidos como Reservas Naturales; tal es el caso de la laguna de Zóñar o la laguna del Rincón (Figura 1).

Esta laguna ha sido clasificada, siguiendo lo establecido en el convenio Ramsar, como humedal temporal mediterráneo. Mediante esa clasificación se dispone asimismo que la laguna de Jarambel sería un humedal continental de agua dulce de carácter estacional/intermitente.

La cubeta hace referencia a la depresión del terreno que se encuentra ocupada por el agua, dando lugar a una cuenca cerrada (laguna de Jarambel: 7,28 ha). Constituye el humedal propiamente dicho, aunque los efectos que esta causa sobre el medio se extiendan más allá de la mera acumulación de agua.

La superficie de la cuenca vertiente de cada uno de los humedales informa de los distintos modos de captación de agua, y por tanto su seguimiento es esencial para identificar posibles afecciones (Cuenca Vertiente laguna de Jarambel: 214,3 ha).

Figura 3. Ficha laguna de Jarambel (reverso)

ELEMENTOS NATURALES	
CARACTERIZACIÓN HIDROLÓGICA:	
<ul style="list-style-type: none"> - Hidroperiodo: temporal de corta duración (< 4-5 meses) - Modo de alimentación: superficial (Aportes del arroyo Humberera que nace en la laguna de Zóñar y escorrentía superficial de su cuenca) - Modo de vaciado: drenaje natural del curso del arroyo de la Humberera, evaporación y de pozo de drenaje artificial anterior a la ley de aguas. 	
CARACTERIZACIÓN FAUNÍSTICA: CENSO DE AVES	
<ul style="list-style-type: none"> - Águila calzada o aguilla c. (<i>Hieraetus pennatus</i>) - Cigüeñuela (<i>Himantopus himantopus</i>) - Aguilucho lagunero (<i>Circus aeruginosus</i>) - Focha común (<i>Fulica atra</i>) - Anade real (<i>Anas platyrhynchos</i>) - Milano negro (<i>Milvus migrans</i>) - Cercalito pitillado (<i>Falco naumanni</i>) - Polla de agua (<i>Sallinola chloropus</i>) - Chorlito chico (<i>Charadrius dubius</i>) - Ratonero común o busardo ratonero (<i>Buteo buteo</i>) 	
VEGETACIÓN:	
<ul style="list-style-type: none"> - Carrizos (<i>Phragmites australis</i>) - Tarajes (<i>Tamarix sp.</i>) 	
HABITATS DE INTERÉS COMUNITARIO:	
<ul style="list-style-type: none"> - 3170* Estanques temporales mediterráneos (Hábitat prioritario) - 92D0 Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos - 642D Prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del Molinion- Holoschoenion - 5330 Matorrales termomediterráneos y pre-esteparios 	
ELEMENTOS ANTRÓPICOS	
POLIGONO/S Y PARCELA/S CATASTRALES: Polígono 55, parcela 75 y Polígono 53, parcela C09009 (Vía pecuaria) del TM Aguilar de la Frontera.	
TITULARIDAD DEL VASO DE INUNDACIÓN: Privada	
CLASIFICACIÓN URBANÍSTICA DEL SUELO: No urbanizable (Plan General de Ordenación Urbanística de Aguilar de la Frontera)	
VALOR APROXIMADO DE LA PARCELA (7,28 ha): Datos según la Agencia Tributaria de Andalucía (año 2020):	
<ul style="list-style-type: none"> - Labor de secano: 48048 € - Improductivo: 5096 € 	
USOS ACTUALES DEL SUELO: Improductivo (67%), Agrícola olivar (24%), Vial (9%)	
INFRAESTRUCTURAS:	
<ul style="list-style-type: none"> - Camino en el límite este - Caserío al sur de la laguna (Cortijo de Chica) 	
ACCESO: kilómetro 6,5 de la carretera A-304 o kilómetro 8,5 de la carretera CO-512	
ESPACIO INCLUIDO EN LA RED DE ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS DE ANDALUCÍA (RENPA): NO	
OTRAS CONSIDERACIONES:	
<ul style="list-style-type: none"> - Coto de caza menor CO-10653 "La Peña" 	
ESTADO DE CONSERVACIÓN: Alterada	
<ul style="list-style-type: none"> - Calmatización por labores agrícolas circundantes - Contaminación agraria difusa - Actividad cinegética - Pozo en la cubeta anterior a la ley de Aguas 	
2	

NORMATIVA DE REFERENCIA:
<ul style="list-style-type: none"> - Laguna incluida en el Inventario Nacional de Zonas Húmedas: IH613020 (Real Decreto 435/2004, de 12 de marzo, por el que se regula el Inventario Español de Zonas Húmedas). BOE núm 45 de 20 de febrero de 18. Resolución de 25 de enero de 2018 de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental del Medio Natural. - Laguna incluida en el Inventario de Humedales de Andalucía: IHA613020 (DECRETO 98/2004, de 9 de marzo, por el que se crea el Inventario de Humedales de Andalucía y el Comité Andaluz de Humedales). Decreto 98/2004. Resolución de 14 de diciembre de 2015, de la Dirección General de Gestión del Medio Natural y Espacios Protegidos. - Ley 7/2007, de 9 de julio, de Gestión Integrada de la Calidad Ambiental (BOJA núm. 143 de 20 de julio): <ul style="list-style-type: none"> o Artículo 80: establece la obligación de la consejería competente de elaborar programas de actuación ante la presencia de contaminación difusa por nitratos, según lo establecido en el artículo 83; y por último establece la obligación de someter a autorización ambiental unificada las actividades de dragado, drenaje y desecación de zonas húmedas. o Apartado 13.13 del Anexo III: somete al trámite de Autorización Ambiental Unificada (AAU) las "Actividades de dragado, drenaje, relleno y desecación de zonas húmedas". - Decreto 3/2012, de 10 de enero, por el que se aprueba el Plan de ordenación del territorio del sur de Córdoba (BOJA núm. 57, de 22 de marzo): <ul style="list-style-type: none"> o Artículo 57: se establecen ciertas limitaciones para actividades extractivas. o Artículo 88: En este decreto se incluye como áreas de protección territorial aquellas zonas húmedas y humedales que no se encuentran incluidos en la RENPA, incluyendo en este grupo aquellas que figuran en el artículo 66 de este mismo decreto, que se encuentran ubicados a lo largo del nordeste y oeste de la campiña Cordobesa. En dichas zonas húmedas, se establecen ciertas limitaciones para actividades extractivas (artículo 57), determinaciones para el trazado de instalaciones energéticas de alta tensión (artículo 88), así como la instalación de nuevas instalaciones de telecomunicación cercanas a las zonas húmedas. - Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la Flora y la Fauna Silvestres (BOJA núm. 218, de 12/11/2003 de noviembre): <ul style="list-style-type: none"> o Artículo 18: protección de los hábitat y elementos del paisaje tales como zonas húmedas que sirvan de refugio, dormitorio, cría y alimentación de especies silvestres. o Artículo 22: control de uso de productos tóxicos y fertilizantes que puedan perjudicar a especies silvestres y a sus entornos. - Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas (BOE núm. 176, de 24 de julio): <ul style="list-style-type: none"> o Artículo 111.3: "Toda actividad que afecte a las zonas húmedas requerirá autorización o concesión administrativa". o Artículos 276.1 y 277: se deberá establecer la delimitación e inventario de los humedales existentes en el territorio de cada Organismo de cuenca, así como de las superficies que pudieran recuperar o adquirir la condición de zonas húmedas. Además, también se encarga de establecer las limitaciones
OBSERVACIONES:
<ul style="list-style-type: none"> - Construcción de grandes surcos y limpieza y ampliación del arroyo que se encarga de evacuar el agua - Drenaje artificial en el vaso lagunar construido con anterioridad a la entrada en vigor de la Ley de Gestión Integrada de Calidad Ambiental (Ley 7/2007, de 9 de julio, de Gestión Integrada de la Calidad Ambiental –BOJA núm. 143 de 20 de julio) - Se encuentra situada a unos 600 metros al oeste de la laguna de Zóñar (Reserva Natural declarada en 1984, Ley 11/1984, de 19 de octubre; LIC, ZEPa por Decreto 493/2012, de 25 de septiembre; y sitio RAMSAR.
3

Fuente: Elaboración propia

3.3.2. Elementos naturales

Según lo establecido en el Plan Andaluz de Humedales, a la hora de llevar a cabo una clasificación de estos ecosistemas en función de su componente hidrológica, se pueden tener en cuenta diferentes criterios: modo de alimentación, modo de vaciado, hidropериodo, tasa de renovación, hidroquímica e hidrodinámica.

En el caso de la laguna de Jarambel, el hidropериodo, entendido como la duración y frecuencia de inundación del humedal o de saturación del suelo, es de tipo temporal estacional (Figura 3). El conocimiento del hidropериodo de un humedal contribuye, entre otras cuestiones, al conocimiento de las especies que habitan en este tipo de ecosistemas. Este tipo de humedales, frente a los de aguas permanentes, presentan una mayor diversidad de especies y son fundamentales para la reproducción de algunas de ellas, generalmente anfibios, debido a la alternancia de épocas con una fase líquida y una terrestre, y debido también a que en este tipo de humedales no existen los grandes depredadores de medios acuáticos permanentes.

Estos humedales temporales, a su vez, se clasifican en función del tiempo que tardan en desaparecer sus aguas durante la época estival, cuando las precipitaciones son escasas en el clima mediterráneo. De esta forma, la laguna de Jarambel lo es de corta duración, con un periodo de presencia de agua inferior a los 4 o 5 meses.

Quedan recogidos también los modos de alimentación y vaciado de las lagunas, necesarios para realizar el balance global de las mismas y para el conocimiento de las diferentes fuentes de contaminación que pudieran afectarlas. En el caso de la laguna de Jarambel, se trata de un humedal epigénico, que se alimenta de aguas superficiales, principalmente procedentes de las precipitaciones, o de escorrentías superficiales procedentes de arroyos, como el que recibe del arroyo de la Humbrera. Este tipo de humedales, que se alimentan mediante cursos de agua no permanentes, presentan mayor fluctuación en cuanto a la duración de la inundación y a la composición química de sus aguas.

En lo que respecta al modo de vaciado, la laguna de Jarambel presenta un drenaje mixto: abierto (con pérdidas de agua mediante arroyos y por infiltración) y cerrado (por evaporación). Además, existe un drenaje artificial anterior a la Ley de Aguas (Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas).

En cuanto a la caracterización faunística, esta se ha visto reducida en las fichas únicamente a las especies de aves, frente a una más completa descripción del medio biótico. Esta reducción se debe a varios motivos. En primer lugar, por el papel bioindicador que presentan estas especies, que sirven para informar de los cambios ambientales que se puedan producir, así como del estado aproximado en el que se encuentran el resto de grupos taxonómicos; todo ello da lugar a muestreos mensuales de aves. Y, en segundo lugar, porque tal y como queda recogido en el convenio Ramsar: “las aves dependen ecológicamente de los humedales” (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2006). De esta forma, en Jarambel se pueden observar diferentes especies, como la focha común, que abunda en los humedales donde existe una importante población de macrófitos (Figura 3).

Algunas especies vegetales, por su parte, van a ser fundamentales a la hora de definir un determinado ecosistema como hábitat de interés comunitario. Los hábitats de interés comunitario se corresponden con aquellas áreas naturales que se encuentran

en riesgo de desaparición, aquellas que presentan un área de distribución natural reducida a causa de su regresión, o aquellas que constituyen ejemplos representativos de una o varias regiones biogeográficas de la Unión Europea.

La laguna de Jarambel se encuentra afectada por el hábitat 3170* (estanque temporal mediterráneo, de conservación prioritaria). Este tipo de hábitats de interés comunitario, descrito por la Directiva Europea de Hábitats, se encuentra presente en lagunas y charcas temporales, siendo frecuentes en las zonas con climas áridos y semiáridos. Estos hábitats suelen albergar especies singulares de anfibios mediterráneos y son fundamentales para la reproducción de estos.

El hábitat 92D0 (galerías y matorrales ribereños termomediterráneos) se caracteriza por encontrarse en corrientes irregulares de climas cálidos con fuertes valores de evaporación.

La presencia de agua de forma temporal, así como de agua subterránea cercana a la superficie, da lugar a la formación de juncos y grandes hierbas, siendo características del hábitat 6420 (prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del *Molinion-Holoschoenion*). Este tipo de hábitat se puede desarrollar bajo cualquier tipo de sustrato, aunque prefiere los que son ricos en nutrientes, y tiene asociado una gran cantidad de fauna.

Por último, el hábitat 5330 (matorrales termomediterráneos y pre-estépicos) es característico de climas cálidos y secos. Actúa como etapa de sustitución en ambientes que anteriormente presentaban formaciones vegetales de mayor potencial.

3.3.3. Elementos antrópicos

En relación con el régimen de propiedad, la laguna de Jarambel es mayoritariamente privado (Polígono 55, Parcela 75 del término municipal de Aguilar de la Frontera). En su extremo sur pasa una Vía Pecuaria (vereda de Jogina, que está sin clasificar en la actualidad), de titularidad pública (Figura 3). Se recoge asimismo en la ficha la división del territorio en polígonos y parcelas catastrales, con su código numérico asociado.

Suele existir en el entorno de estos humedales una gran división en parcelas catastrales, algunas de ellas de pequeño tamaño, debido en buena medida a la compra/venta y herencias de terrenos que se ha venido produciendo históricamente. Dicha subdivisión se ha visto disminuida tras la aparición de la unidad mínima de cultivo en 1996.

En cuanto a la clasificación del suelo en la laguna de Jarambel, la planificación urbanística se encuentra determinada por las Normas Subsidiarias (NNSS) del municipio de Aguilar de la Frontera y el suelo sobre el que se encuentra situada es considerado como suelo no urbanizable (SNU) por sus valores ambientales.

Con el fin de obtener una idea aproximada sobre el valor del terreno en el que se encuentran las lagunas, se introduce una posible tasación (Agencia Tributaria de Andalucía). Dicha tasación se realiza en función del tipo de cultivo que se desarrolla en la zona, así como de la intensidad productiva que presenta. Además, se añade la tasación de dicho suelo como suelo improductivo, por permanecer inundado una determinada parte del año (Figura 3).

La organización antrópica del espacio comporta alteraciones o modificaciones sobre los ecosistemas por las distintas actividades que se introducen, dependiendo la

modalidad y el grado de interferencia del desarrollo técnico y socioeconómico de los distintos grupos humanos.

Los diferentes impactos que suelen afectar a estos humedales son: colmatación debida a las labores agrícolas circundantes, contaminación agraria difusa, actividad cinegética, roturación del cinturón perilagunar, lixiviados de productos agrícolas o construcción de pozos en las cubetas de las lagunas. Aunque la mayor parte de estos impactos son comunes y, por tanto, afectan por igual a todas las lagunas, algunos de ellos son específicos para algún humedal. En cualquier caso, los principales problemas a los que se enfrentan este tipo de ecosistemas en su conjunto son la colmatación y la contaminación agraria difusa, suponiendo entre ambos el 60 % de los cambios.

La erosión del suelo constituye otro problema ambiental de gran trascendencia en estos espacios. Como ya se ha comentado, en esta zona el uso mayoritario se corresponde con el agrícola. Dicha actividad acelera, en gran medida, los ritmos de erosión y de aporte de sedimentos que, por gravedad, son trasladados laderas abajo a lo largo de toda la cuenca vertiente, hasta quedar acumulados en la cubeta de la laguna. Se va produciendo, por tanto, la colmatación de los humedales de forma paulatina, con el subsecuente riesgo de desaparición. Las labores agrícolas son asimismo las responsables de causar distintos grados de contaminación en los humedales, debido principalmente al uso de productos fitosanitarios. Al mismo tiempo, las labores de roturación llevadas a cabo con el fin de airear los terrenos destruyen la vegetación natural de la zona, dejando un suelo desnudo y, por tanto, fácilmente erosionable.

La laguna de Jarambel, en este sentido, se ve afectada en mayor medida por la colmatación debida a las labores agrícolas, por la contaminación agraria difusa, por la actividad cinegética que se desarrolla en sus cercanías, y que no solo afecta a esta laguna y a sus especies, sino que también altera a la de Zóñar, situada a escasos 600 m, y por la existencia de un pozo en su cubeta anterior a la ley de Aguas, y por tanto permitido a pesar de su impacto (Figura 3).

Los usos del suelo han cambiado a lo largo de la historia, habiendo sido sustituidos la mayor parte de los tradicionales por otras fórmulas basadas en un mayor aprovechamiento y beneficio económico. Estos cambios en los usos del suelo pueden dar lugar a una serie de problemas, como el incremento en el coeficiente de erosión o un incremento en el número de avenidas, entre otros. Los usos del suelo en la laguna de Jarambel se encuentran diversificados, correspondiendo un 24 % de la cuenca vertiente al cultivo del olivar y un 9 % destinado al uso vial; el resto es terreno improductivo por estar ocupado directamente por el humedal.

En las zonas aledañas a las lagunas suelen existir diversas infraestructuras, entre ellas, cortijos o caseríos (que en algunos casos se encuentran incluso dentro del cinturón de protección de 500 m), o diferentes vías de comunicación (camino, carreteras...) (Figura 3).

El conocimiento de la normativa con afección sobre cada laguna sirve para establecer las diferentes actividades y usos que se pueden realizar sobre las mismas ante la falta de protección por la administración competente.

La laguna de Jarambel se encuentra incluida en el Inventario Nacional de Zonas Húmedas (Real Decreto 435/2004, de 12 de marzo), así como en el Inventario de Humedales de Andalucía (Decreto 98/2004, de 9 de marzo).

A pesar de que la Laguna de Jarambel no se incluye en el ámbito de aplicación del Plan de Ordenación del Territorio del Sur de Córdoba, ha quedado recogido en la ficha porque no se descarta su futura inclusión.

La conservación de los humedales se ve favorecida por la Ley 7/2007, de 9 de julio, de Gestión Integrada de la Calidad Ambiental, que, entre otras cuestiones, somete al trámite de Autorización Ambiental Unificada (AAU) las actividades de dragado, drenaje, relleno y desecación en estos humedales. Por su parte, la Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la Flora y la Fauna Silvestres ampara la conservación de estos humedales por la función de refugio, cría, dormitorio y alimentación para las especies silvestres, así como por la labor de protección frente a productos tóxicos y fertilizantes. También hay que considerar el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas, que establece la obligatoriedad de autorización para cualquier actividad que se desarrolle sobre las zonas húmedas, impidiéndose de esta forma la construcción de pozos en las cubetas de las lagunas, tal y como ocurrió en la laguna de Jarambel antes de su entrada en vigor.

En el apartado de observaciones de las fichas de humedal se han incluido, para Jarambel, las actividades de limpieza y ampliación de surcos de los canales de desagüe en la laguna, el drenaje artificial anterior a la Ley de Aguas 1/2001 y la cercanía que presenta, situada a apenas 600 m, respecto a la cercana laguna de Zóñar, declarada Reserva Natural.

CONCLUSIONES

En el sur de la provincia de Córdoba (España) existe un conjunto de humedales de hidropereodo estacional, con un valor medioambiental y patrimonial significativo, que corre un riesgo inminente de degradación e incluso de desaparición. Las diez lagunas referidas en esta comunicación están en terrenos privados y son lagunas temporales que no cuentan hasta la fecha con una protección específica.

La pérdida y/o degradación de muchos de estos humedales es un hecho consumado como consecuencia de la presencia, en tiempos pasados, de una normativa que incentivaba su desecación, debido al avance de la agricultura mal gestionada, a la escasa conciencia medioambiental, al proceso tecnológico desmedido o al desarrollo urbanístico sin planificar. Todo esto ha tenido como consecuencia la pérdida de los diferentes servicios y suministros que aportan a la sociedad, así como otros aspectos relacionados con la conservación del patrimonio natural-cultural.

Hasta finales del siglo XX, las actividades humanas han ido afectando de forma importante al estado de los humedales, aunque no es hasta los años setenta de ese mismo siglo cuando ocurren algunos acontecimientos, como por ejemplo la declaración del Parque Nacional de Doñana, que incitan a iniciar su protección.

En este sentido, las administraciones públicas apenas poseen capacidad para acometer medidas de gestión activa ni inversiones económicas en terrenos privados salvo mediante la firma de convenios de colaboración público-privada o mediante proyectos de custodia del territorio. Para poder aplicar medidas de gestión y conservación directas a nivel público se debería:

1. Promover la compra de los terrenos mediante la oferta voluntaria por parte del nudo propietario o
2. Expropiar los terrenos, previo a lo cual deberían declararse los citados terrenos de Utilidad Pública.

Por todo ello resulta pertinente indagar en propuestas, como las esbozadas en esta investigación, que traten de contribuir en el proceso de toma de decisiones en cuanto a la protección de los diferentes humedales estacionales que existen en España, preservando antes aquellos que soporten mayores grados de impacto o que alberguen unos mayores valores ambientales y patrimoniales. La demora en la aplicación de estas medidas podría suponer un daño irreparable para la salvaguarda de sus valores naturales y culturales.

BIBLIOGRAFÍA

- BLONDEL, J. & ARONSON, J. (1999). *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*. Londres: Oxford University Press.
- CAMACHO, A. (2006). El valor de los humedales. En A. Llavador (Coord.), *V Jornades d'Educació Ambiental de la Ribera* (pp. 83-92). Alzira (Valencia): Ajuntament d'Alzira.
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE (2002). *Plan Andaluz de Humedales*. Sevilla: Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Retrieved from https://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/plan_humedales.pdf
- DE GROOT, R., STUIP, M., FINLAYSON, C. & DAVIDSON, N. (2006). Valuing wetlands: guidance for valuing the benefits derived from wetland ecosystem services. In *Ramsar Technical Report, 3/ CBD Technical Series, 27*. Gland (Switzerland), Montreal (Canada): Ramsar Convention Secretariat & Secretariat of the Convention on Biological Diversity. European Commission DG Environment (2007). *Interpretation Manual of European Union Habitats*. Bruselas: Natura 2000. Retrieved from https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007_07_im.pdf
- GRIFFITHS, R. (1997). Temporary ponds as amphibian habitats. *Aquatics Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 7, 119-126.
- GRILLAS, P., GAUTHIER, P., YAVERCOVSKI, N. & PERENNOU, C. (ED.) (2004). *Mediterranean Temporary Pools*. Avignon: Medwet.
- JUNTA DE ANDALUCÍA (2019): Memoria anual de actividades de las Reservas y Parajes Naturales del Sur de Córdoba.
- MITECO (2021). Informe de situación actual y perspectivas de conservación y restauración de los humedales españoles hasta 2030. Disponible en https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/situacionhumedalesfebrero2020_tcm30-522420.pdf
- NARANJO-RAMÍREZ, J. (2014): Contexto geográfico de los humedales del sur de Córdoba. En J. de la Cruz (Coord.), *Humedales cordobeses: 30 años de protección* (pp. 1-9). Córdoba: Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Retrieved from https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal_web/web/servicios/centro_de_documentacion_y_biblioteca/fondo_editorial_digital/documentos_tecnicos/libro_humedales_30anos_proteccion/humedales_cordobeses_30anos_proteccion2.pdf

- NARANJO-RAMÍREZ, J., TORRES-MÁRQUEZ, M. & VEGA-POZUELO, R. (2016A). Actividades humanas y espacios naturales protegidos: los humedales del Sur de Córdoba. *Boletín de la Asociación Española de Geografía*, 72, 409-446. DOI: 10.21138/bage.2346
- NARANJO-RAMÍREZ, J., TORRES-MÁRQUEZ, M. & VEGA-POZUELO, R. (2016B). Desecación histórica de los humedales del medio Guadalquivir. Relaciones ecoculturales, económicas y sanitarias. En J. Vera,
- J. OLCINA & M. HERNÁNDEZ (COORDS.), *Paisaje, cultura territorial y vivencia de la Geografía: libro homenaje al profesor Alfredo Morales Gil* (pp. 319-342). Alicante: Universidad de Alicante.
- SECRETARÍA DE LA CONVENCION DE RAMSAR (2006). *Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)*. 4a. edición. Gland (Suiza): Secretaría de la Convención de Ramsar. Retrieved from https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/lib/lib_manual2006s.pdf
- VEGA-POZUELO, R., TORRES-MÁRQUEZ, M. & NARANJO-RAMÍREZ, J. (2017). Recursos cartográficos y geohistóricos para el inventario de humedales temporales y desecados mediterráneos. *Geofocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, 19, 151-179. DOI: 10.21138/GF.540
- VEGA-POZUELO, R. (2018). *Humedales estacionales y salinas del Guadalquivir medio*. Tesis Doctoral. Córdoba: Universidad de Córdoba. Disponible en <http://hdl.handle.net/10396/17027>

METODOLOGÍA PARA CARTOGRAFIAR Y CUANTIFICAR EL PAISAJE DEGRADADO INSULAR. APLICACIÓN A LA INTERFAZ URBANO-RURAL DE SANTA CRUZ DE TENERIFE

METHODOLOGY FOR MAPPING AND QUANTIFYING THE DEGRADED INSULAR LANDSCAPE. APPLICATION TO THE URBAN-RURAL INTERFACE OF SANTA CRUZ DE TENERIFE

Miguel Ángel Mejías Vera¹

¹ Departamento de Geografía e Historia, Área de Análisis Geográfico Regional, mmejias@ull.edu.es, código ORCID 0000-0003-0598-7484

Víctor Manuel Romeo Jiménez²

² Doctorando del programa Biodiversidad y Conservación, Universidad de La Laguna, vmromeo@ull.edu.es, código ORCID 0000-0001-6543-6065

Jesús Santiago Notario Del Pino³

³ Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología, jnotario@ull.edu.es, código ORCID 0000-0002-2926-980X

Resumen

El objeto de la investigación general es crear un mapa del paisaje degradado de las zonas de transición urbana de la ciudad de Santa Cruz de Tenerife. Para su diagnóstico necesitamos crear un modelo cuantificable y mapificable. Su resultado puede ser aplicado por los diferentes instrumentos de planeamiento para diseñar estrategias de planificación e intervenciones paisajísticas, al tiempo que su caracterización y medición permiten compararse con otras transiciones de la interfaz urbano-rural de carácter insular.

En un espacio finito como el insular, con una alta densidad poblacional y concentración de usos, el paisaje resultante es fragmentado, heterogéneo, irregular y disperso. Estas características favorecen la degradación. Por tanto, como hipótesis inicial estimamos que los paisajes en mayor riesgo de deterioro son aquellos que transitan entre las áreas urbana y las rurales. Son estos espacios los que centrarán el objetivo de nuestra investigación.

La combinación de cartografía básica, temática e imágenes, junto a la combinación de indicadores de ecología paisaje y de sostenibilidad urbana nos permiten crear un mosaico espacial sobre el que aplicar diferentes valoraciones objetivas (métricas) y subjetivas (temáticas). Su análisis, cualitativo y cuantitativo, requiere trabajar con escalas de mucho detalle e imágenes de alta resolución. Todo ello implica proceder a la investigación sobre una unidad de análisis específica de pequeña dimensión, claramente delimitada. El modelo que presentamos se centra en un espacio calificado como suelo urbanizable sectorizado ordenado (SSU 5.13), “Residencial El Tablero”, Santa Cruz de Tenerife.

Palabras clave: Paisaje, Calidad del paisaje, Paisaje degradado, Sellado de suelo, urbanismo, ecología del paisaje

Abstract

The object of the general research is to create a map of the degraded landscape of the urban transition zones of the city of Santa Cruz de Tenerife. For its diagnosis we need to create a quantifiable and mappable model. Its result can be applied by the different planning instruments to design planning strategies and landscape interventions, while its characterization and measurement allows comparison with other transitions of the urban-rural interface of insular character. In a finite space such as the island, with a high population density and concentration of uses, the resulting landscape is fragmented, heterogeneous, irregular and dispersed. These characteristics favor degradation. Therefore, as an initial hypothesis, we estimate that the landscapes at greatest risk of deterioration are those that pass between urban and rural areas. It is these spaces that will be the focus of our research. The combination of basic and thematic cartography and images, together with the combination of landscape ecology and urban sustainability indicators allow us to create a spatial mosaic on which to apply different objective (metric) and subjective (thematic) valuations. Their qualitative and quantitative analysis requires working with very detailed scales and high resolution images. All of this implies proceeding with the research on a specific unit of analysis of small dimension, clearly delimited. The model we present focuses on an area classified as zoned urban land (SSU 5.13), "Residencial El Tablero", Santa Cruz de Tenerife.

Keywords: Landscape, Landscape quality, Degraded landscape, Soil sealing, urban planning, landscape ecology

1. INTRODUCCIÓN. DEFINICIÓN DEL PROBLEMA

La madura ya Convención Europea de Paisaje (*European Landscape Convention, 2000*) reconoce en su preámbulo que el paisaje es un elemento importante de la calidad de vida de las poblaciones, en la que incluye las zonas degradadas al igual que las de gran calidad. Intención que perpetúa, conceptualmente, al definir el paisaje como cualquier parte del territorio.

Cuando afrontamos la degradación paisajística estamos dirigiendo la investigación hacia la detección de zonas que, a pesar de cumplir los preceptos de calidad y protección paisajísticos, la toma de decisiones orientadas a la política, gestión y ordenación del paisaje no las tiene en cuenta. Todo lo contrario.

Por calidad paisajística se entiende las aspiraciones de las poblaciones en lo que concierne a las características paisajísticas de su entorno, muchos de esos espacios degradados están próximos a las poblaciones, conviven a diario con ellos y muchas veces se dilatan en el tiempo deteriorándose mucho más. Por tanto, la calidad que se supone es ajena a estas poblaciones. También la protección paisajística es nula o escasa, dejando escapar multitud de piezas y áreas que representan el paleo-paisaje de

ese lugar. Por tanto, si no se piensa, ni actúa en esa base cultural, no se pueden proyectar estrategias de gestión y ordenación del paisaje. Esta estrategia ya se planteaba en la Agenda Territorial 2020 y ahora se refuerza en la proyección de la ciudad verde de la nueva Carta de Leipzig 2020 y en la Agenda Territorial 2030.

Esta transferencia tampoco es tan fácil, en primer lugar, porque la mayor parte de las normas vinculadas al ELC son recomendaciones (Cabildo Insular de Tenerife, 2011), en cambio, las normas de aplicación directa y directivas de obligado cumplimiento son escasas. A pesar de ello, los proyectos de planificación del paisaje no han tenido éxito, especialmente el Plan Territorial Especial de Ordenación del Paisaje de Tenerife, un trabajo que se prolongó entre 2004 y 2010, tuvo una escasa vigencia desde su aprobación definitiva a su anulación (2014-2016). En el tránsito de finalización y aprobación inicial del plan en 2011, se produjo la aprobación de la Ley General de Telecomunicaciones, una vez acabados los trabajos del plan, el retraso entre la aprobación inicial y definitiva permitió el recurso y la sentencia posterior presentada por una empresa de telefonía al Tribunal Superior de Justicia de Canarias alegando que el Plan no se adapta a Ley General de Telecomunicaciones en sus artículos 34 y 35, donde los instrumentos de planeamiento territorial y urbanístico deben adaptarse a sus contenidos, además de carecer del informe preceptivo del Ministerio de Industria, Energía y Turismo que el Cabildo Insular de Tenerife nunca presentó (990 ANUNCIO, 2017). De esto se extrae la escasa importancia que se le dio al paisaje desde la principal institución insular y la enorme tardanza de los trámites, que permiten la obsolescencia de los planes. En ese tiempo, el deterioro y degradación de los lugares se convierte en un gran problema que se debe atajar.

Ahora, en la que se ponen en marcha el diseño de nuevos planes, es el momento de caracterizar y cuantificar la degradación de los espacios, para poder planificar una estrategia, dando prioridad a la renovación y la regeneración compleja de las zonas urbanas, incluida la reutilización de terrenos baldíos, y así limitar el sellado del suelo y favorecer las infraestructuras verdes y azules (Consejo de la Unión Europea, 2020).

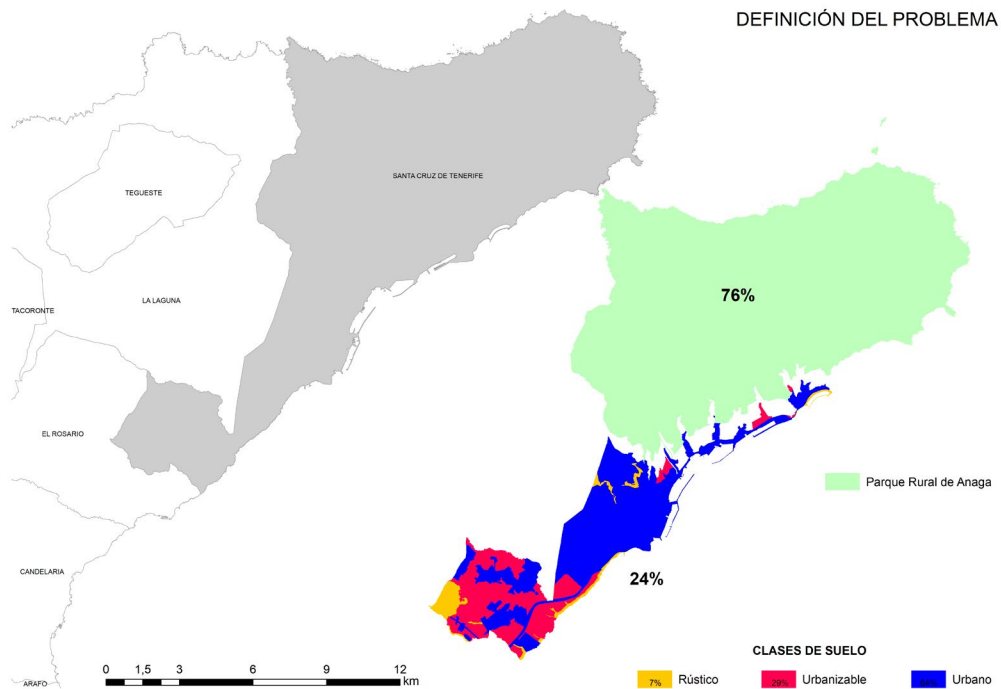
A priori, si analizamos los datos estadísticos en lo referente a las clases de suelo aprobadas en los diferentes planes urbanísticos municipales, los datos nos pueden parecer normales, un 6.5% del suelo insular es urbano, el 3,8% es urbanizable y el resto, un 89% rústico, dentro de este último el 50% está protegido, por tanto, queda un 49% en esta clase. Pero a estos datos, tenemos que sumar el porcentaje de suelo de edificación dispersa sobre suelo rústico, la intensa y extensa red viaria, los espacios agrarios abandonados y los espacios intersticiales generados por esa fragmentación. Estos aspectos son los que nos dan la apariencia de tener un visible construido mucho mayor que lo que indican los datos estadísticos. De ahí la importancia del análisis y comunicación espacial. En este marco, se requiere una investigación exhaustiva centrada en estos espacios, en su mayoría deteriorados desde el punto de vista del paisaje.

Por otro lado, la distribución del peso urbano y urbanizable no es homogéneo entre los diferentes municipios y tampoco entre zonas de la isla. Así centraremos esta comunicación en la generación de un modelo analítico para cartografiar y caracterizar el paisaje deteriorado en el municipio de Santa Cruz de Tenerife, capital insular y centro de la actividad económica, portuaria, administrativa y residencial.

El caso de este municipio es muy particular, pues su ciudad, Santa Cruz de Tenerife ha crecido dentro de un corsé que la limitaba en todas sus direcciones (Ayun-

tamiento de Santa Cruz de Tenerife, 1983). El ansia de crecimiento se veía absolutamente coartado (Figura 1). Esto sucedió en la segunda mitad del siglo XX y estimamos que 60 años después vuelve a reproducirse.

Figura 1. Definición del problema. Clases de suelo. Límite de crecimiento urbano.



Fuente: GRAFCAN. Elaboración propia.

La ciudad solo podía crecer hacia el SW, actualmente, los únicos planes de desarrollo, Santa Cruz Verde, sobre espacios industriales de la actual refinería de petróleo; Hoya Fría, sobre los terrenos militares, o la culminación del Polígono de El Rosario entre El Sobradillo, El Tablero y Llano del Moro, o la culminación de Cabo Llanos (Herrera et al., 2007)), también tienen esa dirección (García, 2005). La causa de esta limitación tiene una triple entrada: su situación al pie del Macizo de Anaga, protegido con la figura de Parque Rural; al norte y oeste con los municipios de San Cristóbal de La Laguna y El Rosario; el resto, el mar. Estos límites son los mismos que en 1960. En 1972 logró que El Rosario segregara un tercio de su territorio, “para bien de la comunidad provincial”, a Santa Cruz (Ortega, 1983), y de esa manera desarrollarse en el polígono de El Rosario y el sector costero suroccidental. Esa consolidación se plasma en el planeamiento, calificando todo el suelo de su municipio como urbano y urbanizable si exceptuamos el Parque Rural y apenas 236 hectáreas de suelo rústico que quedan ubicadas en los extremos municipales. El problema es que el suelo urbanizable supone actualmente el 50% del suelo urbano y en cuatro décadas apenas ha habido transformación urbana. Hoy la distribución de las clases de suelo en el municipio de Santa Cruz de Tenerife, si exceptuamos el Parque Rural de Anaga, es de carácter urbano y urbanizable en el 95% de su territorio, por tanto, ha destruido el suelo

agrario transformándolo en reserva urbana. Como consecuencia nos encontramos un suelo hipotecado, donde los usos agrícolas existentes han desaparecido y donde proliferan el abandono y los usos marginales con el consiguiente deterioro. Pero, también comprobamos, como a pesar de esta clasificación, existen actividades vinculadas al campo, aunque su suelo está condenado.

Para centrar problema general en un espacio concreto, y que podamos mostrar la metodología y sus resultados de manera detallada, seleccionamos una muestra en El Tablero, núcleo de 2900 habitantes, situado en el lugar más extremo hacia el suroeste, y que perteneció al municipio de El Rosario hasta 1972. En esta fecha se produjo la cesión a Santa Cruz de Tenerife. Esta área cuenta con aprobación definitiva en fecha de 2014 según documento de revisión de la aprobación definitiva parcial del PGOU con fecha de octubre de 2019. Este plan califica once hectáreas como suelo urbanizable programado en un área denominado Llanos de El Tablero (SSU 5.13 “Residencial El Tablero”). Si articulamos el objeto de análisis a su contexto, atendiendo a los preceptos del pensamiento espacial (Goodchild, 2011), descubrimos el grado de importancia de este lugar y su relación con el espacio vital; es decir, la implicación y conocimiento personal con el lugar; pero también el físico, donde los cambios espacio-temporales que van sucediendo lentamente en su estructura y función son percibidos constantemente; e intelectual, porque representa esta transformación un símbolo de cambio de modelo sociocultural (AAVV El Tablero & La Pimentera Acción Creativa, 2010), donde se pasa, al menos en la memoria, de una asentamiento rural estrechamente vinculado a la actividad agraria (aunque en declive) a un modelo urbano (trama ortogonal, edificios colectivos, vivienda protegida, población externa...) tendente a la compacidad (Rogatka & Rudge, 2015; Jenks & Burgess, 2001; Tappert et al., 2018) (Jenks & Rod Burgess, 2001) sin ninguna relación estructural y formal, ni tampoco social. Responde a una planificación alejada del concepto de paisaje (Naveh, 2007).

Como contexto para el lector, un antiguo espacio agrícola de regadío con escasa pendiente, denominado así, porque contrasta con la irregularidad e inclinación que caracteriza del asentamiento principal y su entorno agrícola. Este paleo-paisaje aún tiene la huella de la función agrícola, aunque, en un claro estado de abandono (estanques, canales de agua, muros...). Aquí se cumplen dos lógicas, a nuestro juicio, del despropósito de la planificación zonal compacta poco adaptada al paisaje: uno, porque desmantela espacios potencialmente agrarios con sus estructuras y formas moldeadas al terreno, para transformarlos en espacios urbano regulares y homogéneos; dos, porque los espacios agrícolas adaptados, ricos edáficamente, en terrazas o en terrenos de poca pendiente, se utilizan para el desarrollo urbano (Figura 2). Ninguna de las dos tiene que ver con un uso ecológico, sostenible y resiliente (Frey, 1999) del espacio que actualmente se está demandando vinculado a la infraestructura verde y azul.

Figura 2. Secuencia espacio-temporal que muestran el cambio y deterioro del paisaje 1964-2020.

Fuente: GRAFCAN. Visor. Elaboración propia.

2. OBJETIVOS

A partir del pensamiento espacial tratamos de obtener evidencias de aspectos paisajísticos que no son tenidos, generalmente, en cuenta. El objetivo general es crear cartografías de los paisajes degradados. En la comunicación que presentamos mostramos fases del proceso para la construcción de esas cartografías. La muestra, un objeto espacial que representa claramente un prototipo de problema geoespacial, donde los hechos presentes, sugieren otros hechos, y que su exploración y comprensión puede aportar un nuevo ángulo de visión o perspectiva. Por tanto, caracterizar y medir las posibles claves de degradación de ese paisaje es el objetivo concreto. Muestra: Suelo urbanizable programado con código: SSU 5.13 en la localidad de El Tablero, Santa Cruz de Tenerife.

Para su justificación debemos destacar que la dificultad es máxima, ya que para automatizar los procesos y que los resultados sean los óptimos se requiere que la escala y la resolución sea muy detalladas. Por ello, estamos trabajando inicialmente sobre muestras en las zonas de la interfaz urbano-rural del municipio de Santa Cruz de Tenerife. Los usos del suelo resultantes de la degradación en entornos de la interfaz no han sido cartografiados, sí el abandono agrario, el espacio construido, las infraestructuras e incluso la vegetación, en combinaciones o asociaciones vegetales, pero donde los espacios de interfaz próximos a los espacios urbanos no tienen el detalle suficiente. Tampoco existen estudios profundos sobre el estado de los suelos y su posible degradación. Mientras se van cerrando los lentos procesos de cambio rural-urbano la dinámica natural y antrópica continúa y por desgracia nos acostumbramos a percibir y convivir con espacios deteriorados. Pero los procesos de transformación de estos espacios continúan libremente y sin control, modificando su presencia, de manera natural o antrópica.

3. METODOLOGÍA

El pensamiento espacial dirige el método de trabajo hacia el análisis geoespacial (Mejías, 2003). La combinación se desarrollará mediante un proceso de inventario (análisis-síntesis), tratamiento y comunicación de resultados que coinciden con el ciclo de transformación de los datos en información (Cortizo Álvarez, 2009), y ésta, comunicada en forma de mapa y gráfico (Bertin, 1988).

Todo el proceso de construcción de la información parte de la selección y simplificación de componentes temáticas necesarias para cumplir los objetivos. Cada una de ellas tiene su propio proceso, de tal manera que nos queden las variables sustanciales en dos planos: uno vectorial y otro paralelo ráster.

Fase A. Inventario.

- 1.** Análisis vectorial.
 - a.** Para delimitar la unidad de análisis recurrimos a los datos vectoriales del planeamiento urbanístico vigente. Como apuntamos, hipotéticamente, los espacios urbanos no consolidados y urbanizables son aquellos donde los procesos de la actividad agraria son abandonados con mayor frecuencia y velocidad; por tanto, mientras no se produzcan los procesos de urbanización y construcción, ese espacio se degrada. El modelo lo sustentamos sobre un área calificada como urbanizable programada, donde el proceso de urbanización se creó hace más de una década, pero donde solo se está consolidando, en este momento, una única parcela de vivienda residencial colectiva.
 - b.** Estructura viaria urbana. Selección del espacio sellado de suelo (European Commission, 2012) en el que se exponen directrices sobre mejores prácticas para limitar, mitigar o compensar el sellado del suelo, es ofrecer información sobre la magnitud de este fenómeno en la Unión Europea y sus impactos, así como ejemplos de mejores prácticas. Esos ejemplos pueden resultar de interés para las autoridades competentes de los Estados miembros (a nivel nacional, regional y local).
 - c.** Estructura agrícola. Selección espacio agrícola/no agrícola.
- 2.** Síntesis. Espacio sellado y agrícola cultivado vs espacio no sellado y abandonado.

Fase B. Tratamiento. La muestra: creando la unidad de análisis.

A partir de la delimitación del objeto espacial de la muestra, procedemos a su simplificación. El resultado previsto mejora, pues concentra la clasificación de imagen en el espacio útil. La reducción la hacemos diseñando la máscara vectorial de análisis, a partir de la exclusión de componentes ya conocidas y claramente representadas en el vector. Como resultado, al tener menor superficie analítica, la que queda es de mayor calidad, disminuyen las clases, reduciendo las probabilidades de error o de mala interpretación en la clasificación automática de la imagen.

- 1.** Simplificación
 - a.** Delimitación del espacio de exclusión. Como lo que nos interesa es caracterizar el espacio degradado no sellado, es decir la suma del espacio edificado consolidado más el espacio viario, decidimos excluir estas áreas. De esta forma el análisis ráster posterior trabajará solo sobre las posibles clases de interés, aquellas que están en proceso de cambio o deterioro.
 - b.** Exclusión del espacio cultivado agrario. El espacio agrario lo podemos diferenciar de manera sintética en cultivado y abandonado. La huella espacial

de estas dos categorías es bastante clara y tiene su dinámica, su función. Por tanto, el espacio cultivado lo excluimos también de la unidad. Para la muestra, no coincide con actividad agraria reciente según el mapa de cultivos base (GRAFCAN, 2015).

2. Síntesis vectorial. Unidad de análisis.
3. Análisis ráster.
- a. Para caracterizar el espacio degradado de la unidad de análisis necesitamos extraer la información a partir los datos ráster de la ortofotografía (10-50 cm/píxel del año 2018). Hacemos una clasificación automática (Chuvieco-Salineró, 2010) segmentada en 4 clases. Utilizamos un clasificador no supervisado: cluster ISO. Las herramientas de segmentación y clasificación proporcionan un enfoque para extraer entidades de imágenes basadas en objetos. Estos objetos se crean mediante un proceso de segmentación de imágenes en el que aquellos píxeles que están cerca y que tienen características espectrales similares se agrupan en un segmento (Richards, 2013).
- b. Comparando la imagen y el trabajo de campo con cada uno de los valores de clase obtenidos distinguimos tres grandes grupos: espacio con cobertura vegetal, espacio de suelo desnudo y espacio degradado (áreas grisáceas).
- c. Indicadores de medición cualitativo. Indicadores en construcción a partir del Plan Territorial Especial de Ordenación del Paisaje de Tenerife (PTEOP). En este caso, lo aplicamos a los resultados de la muestra (Tabla1).
- I Clases: Tuneras y matorrales (1), Herbazales (2), Suelo sin cobertura vegetal (3), Escombreras o superficies cementadas (4).
- II Proceso de cambio: establecemos dos grandes grupos: procesos de naturalización y culturización. La jerarquización se organiza por el nivel de degradación paisajístico, atendiendo a las Recomendaciones del Comité de Ministros a los Estados miembro sobre las orientaciones para la aplicación del Convenio Europeo del Paisaje, a la Agenda Territorial Europea 2020 y el propio Convenio Europeo de Paisaje en cuanto a la calidad paisajística de los lugares, que define como “la calidad de los lugares donde vive la población, reconocida como condición esencial para el bienestar individual y social (entendido en el sentido físico, fisiológico, psicológico e intelectual), para un desarrollo sostenible y como recurso que favorece la actividad económica.
 1. Naturalización 1. Cambio de natural a natural (especie por especie).
 2. Naturalización 2. Cambio de cultural a natural con calidad paisajística (recuperaciones programadas).
 3. Naturalización 3. Cambio de cultural a natural sin calidad paisajística (asilvestramiento).
 4. Naturalización 4. Cambio de cultural a natural, plantas invasoras; especies no acordes ambiental y ecológicamente...).
 5. Culturización 1. Cambio de cultural degradado (abandono prolongado sin restitución vegetal natural) a cultural con calidad paisajística, aunque implique sellado de suelo.
 6. Culturización 2. Cambio de cultural agrícola activo o abandono reciente a cultural: a. suelos desnudos; b. ordenado que implique sellado

- de suelo (edificaciones o viarios).
7. **Culturización 3.** Cambio de cultural a cultural degradado (edificaciones sin terminar, abandono de invernaderos, urbanizaciones incompletas, escombreras, vías de comunicación en mal estado, bordes de caminos y vías deteriorados...
 8. **Culturización 4.** Cambio de natural a cultural (cualquiera).
- III Nivel de degradación:**
1. **Alto (3):** Baja calidad paisajística.
 2. **Medio (2):** Procesos intermedios de naturalización o culturización con tendencia a degradar paisajes naturales o culturales.
 3. **Bajo (1):** Alta calidad paisajística natural y cultural.

Tabla 1. Criterios de relación cualitativa

PROCESO	NIVEL DEGRADADO
Naturalización 1	BAJO
Naturalización 2	BAJO
Naturalización 3	MEDIO
Naturalización 4	ALTO
Culturización 1	BAJO
Culturización 2	MEDIO
Culturización 3	ALTO
Culturización 4	ALTO

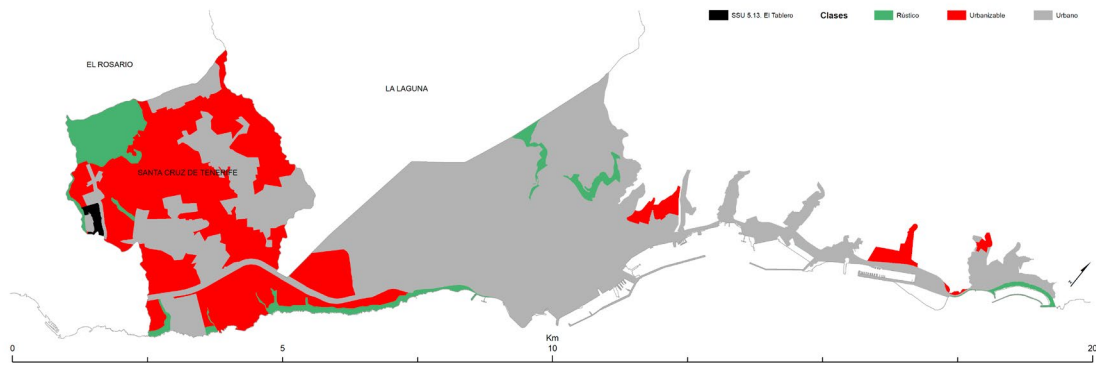
Elaboración propia

4. RESULTADOS

4.1. Inventario general. El espacio urbanizable.

La presión sobre el suelo rústico en el municipio de Santa Cruz de Tenerife es absoluta. La reacción de la población de núcleos como El Tablero, pero también de Llano del Moro o El Sobradillo fue de reprobación a la amenaza que el plan ejercía a su modelo de vida. La reacción a favor de la anexión al municipio de Santa Cruz de Tenerife de los años 70, por el olvido que la población de este asentamiento tenía por parte de los gestores municipales de El Rosario, 30 años después, los procesos urbanizadores generaron una reacción contraria a aquella: «queremos ser rurales no urbanos», «queremos pertenecer a El Rosario no a Santa Cruz», o, «queremos ser un pueblo y no un barrio», fueron algunas de las proclamas en las manifestaciones acaecidas dentro de las movilizaciones sociales que se tuvieron en la Isla de Tenerife frente a los procesos de planificación de esa época.

Figura 3. Clases de suelo y localización de la muestra SSU 5.13 El Tablero.

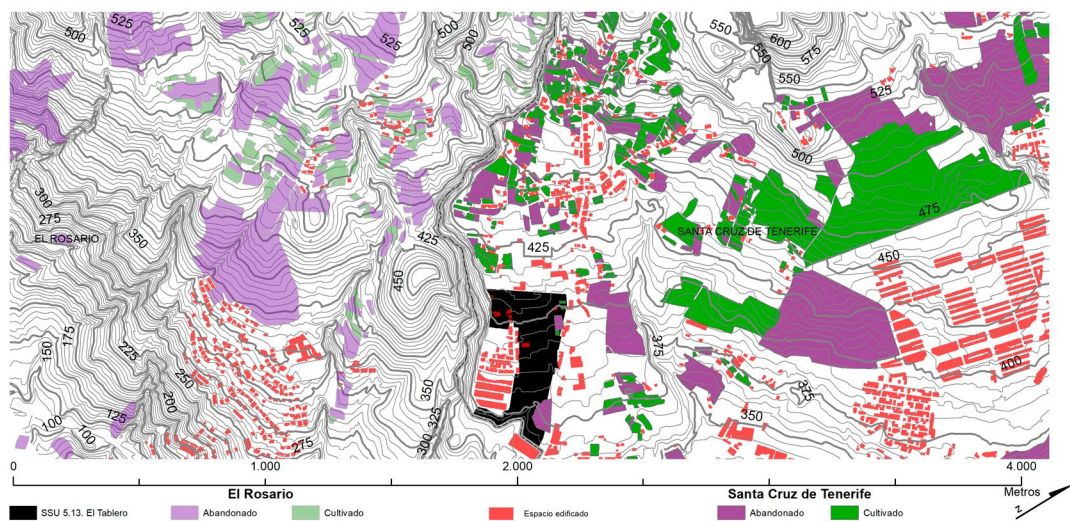


Fuente: GRAFCAN S.A. Elaboración propia

4.2. Inventario general. El espacio agrario

Ampliamos la escala para mostrar la continuidad de esta componente más allá de la división administrativa, demostrando que pertenecen a una misma unidad de paisaje (Figura 4). También debemos destacar la relación espacial entre los asentamientos de El Tablero y Machado (tradicionales) con su rodeo agrario, no solo por la superficie, sino por la actividad agrícola presente, que contrasta con los nuevos asentamientos ordenados en forma de urbanizaciones residenciales regulares, colectivas, al norte (Polígono de El Rosario) o urbanizaciones de chalet adosados o unifamiliares de Radazul Alto al suroeste. Sin duda el modelo de asentamiento tradicional vinculado al suelo y actividad agrícola, aunque en retroceso sigue siendo un modo de vida, en cambio en el resto, no.

Figura 4. Espacio agrícola. Distribución del espacio abandonado y cultivado (2015).



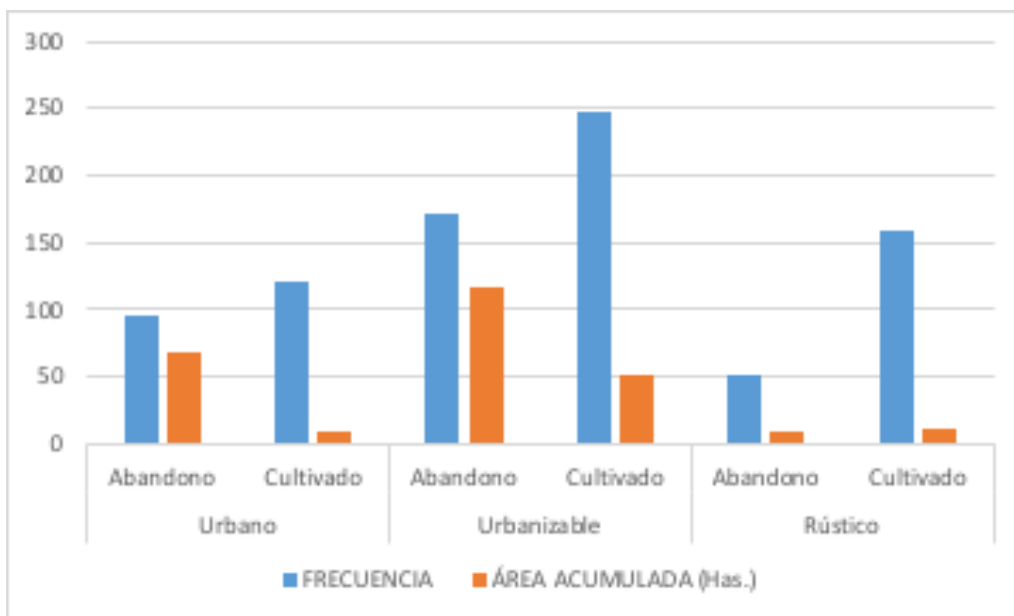
Fuente: GRAFCAN. Elaboración propia.

4.3. Tratamiento general. El espacio en la relación ordenación urbana con el estado del espacio agrario

Sintetizamos el espacio agrario entre lo cultivado y lo abandonado. El resultado de esta simplificación permitirá diferenciar dos grandes clases en el paisaje de la interfaz urbano-rural. Se caracteriza por ser un espacio abandonado (73%), fragmentado (36%) y con polígonos con superficies medias de 0,7 Has. En cambio, el espacio cultivado (27%) es muy fragmentado (64%), con superficies muy pequeñas, 0,15 Has., representadas por pequeñas huertas con frutales muy marginales. Este indicador apoya nuestra hipótesis de partida donde la clasificación urbana y urbanizable del suelo propugna, como primer paso, el abandono de la actividad agraria que se desarrolla en ellos y por extensión a los espacios colindantes.

En cuanto a su distribución espacial por clase de suelo, el nivel de abandono es mayor en el suelo urbanizable y también en urbano en valores superficiales absolutos, ya que su área es mayor, pero mantiene aún microparcels cultivadas de 70 a 200 m². En cambio, si hay un desequilibrio muy amplio, tanto en superficie acumulada como frecuencia, entre su espacio abandonado y cultivado. Este patrón no sucede en el suelo rústico, donde obviamente su superficie es menor, pero hay un equilibrio superficial acumulado donde lo cultivado supera al abandonado, eso sí, en parcelas mucho más pequeñas que en las otras clases de suelo (Figura 4, Tabla 2). Estas se sitúan en la frontera con los municipios de El Rosario y San Cristóbal de La Laguna, entorno a los pueblos de El Tablero y Llano del Moro, los más alejados del centro urbano capitalino.

Figura 5. Distribución comparada del estado del espacio agrario por clase de suelo.



Fuente: GRAFCAN S.A. SITCAN. Elaboración propia

Tabla 2. Datos comparados del estado del espacio agrario por clase de suelo.

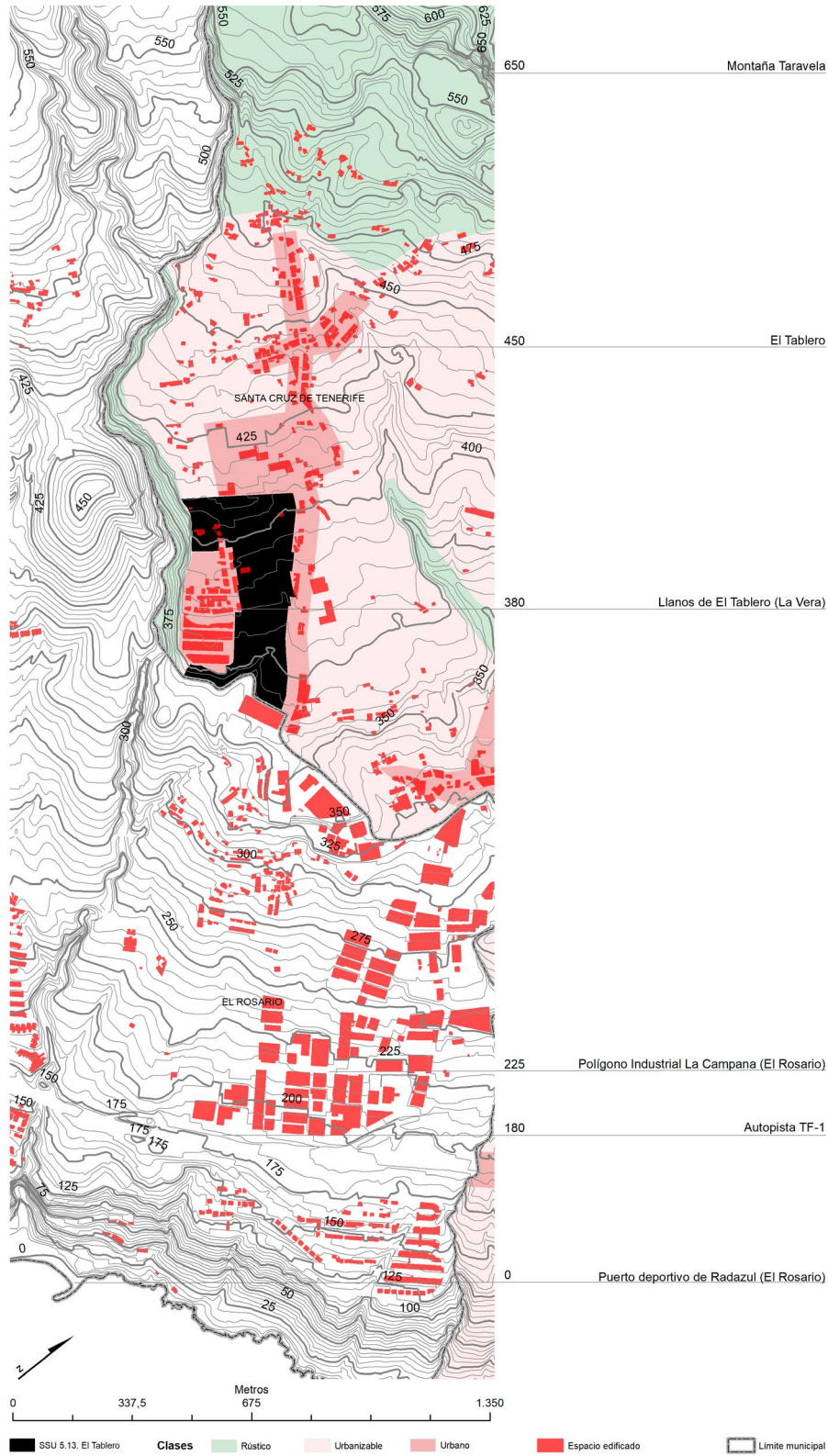
CLASE DE SUELO	ESTADO	FRECUENCIA	AREA ACUMULADA (Has.)	MEDIA (Has.)
Urbano	Abandono	96	68,08	0,7
	Cultivado	120	8,94	0,07
Urbanizable	Abandono	172	116,03	0,67
	Cultivado	247	51,59	0,2
Rústico	Abandono	52	8,32	0,16
	Cultivado	159	10,43	0,06

Fuente: GRAFCAN S.A. SITCAN. Elaboración propia.

4.3. Inventario. La muestra: caracterización y medición de la proyección urbana (SSU 5.13. El Tablero).

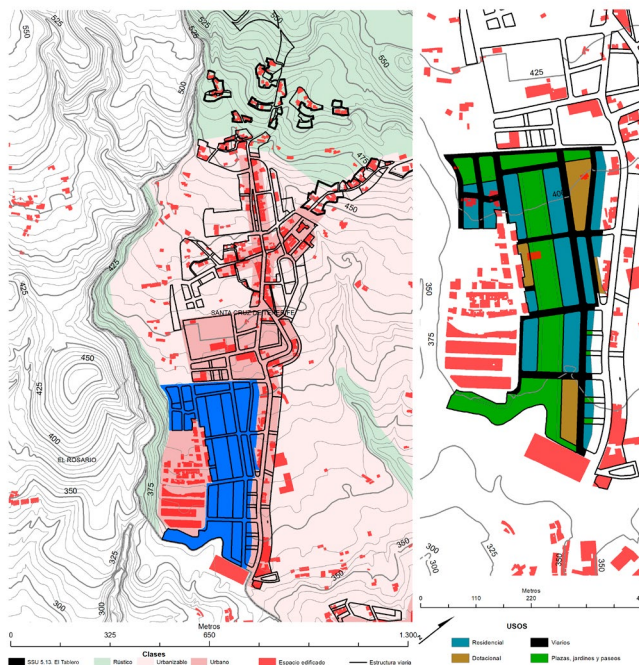
La determinación del planeamiento, para este sector de suelo urbanizable sectorizado ordenado (SUSO) “Residencial El Tablero”, en ejecución de régimen transitorio, está destinada preferentemente al uso residencial (tanto vivienda colectiva privada como vivienda colectiva de protección), junto a dotaciones deportivas, docentes y socio asistenciales (Tabla 2). Según las fichas de ordenación urbanística la previsión de habitantes potenciales es de 1700 con densidades de 51 viviendas/Ha. distribuidas en 569 viviendas de las cuales el 71% es vivienda protegida. En la vía pública hay una previsión, además, de 1558 plazas de aparcamiento. Pero, en dos décadas, solo se ha ejecutado parte de la infraestructura viaria.

Figura 6. Localización SSU 5.13. Base altimétrica.



Fuente: GRAFCAN, Catastro. Elaboración propia

Figura 7. Trazado viario. Consolidación de la urbanización y distribución de usos. SSU 5.13. 2003.



Fuente: GRAFCAN, Catastro. Elaboración: autores

Tabla 3. Proyección de la distribución y cuantificación de los usos en el SSU 5.13.

USOS	FRECUENCIA	MEDIA (Has.)	ÁREA (Has.)	%
Dotacional	4	0,29	1,17	10,54
Viarios	2	1,16	2,32	20,91
Residencial	19	0,19	3,58	32,25
Plazas, jardines y paseos	23	0,18	4,03	36,30
	48	0,45	11,10	100,00

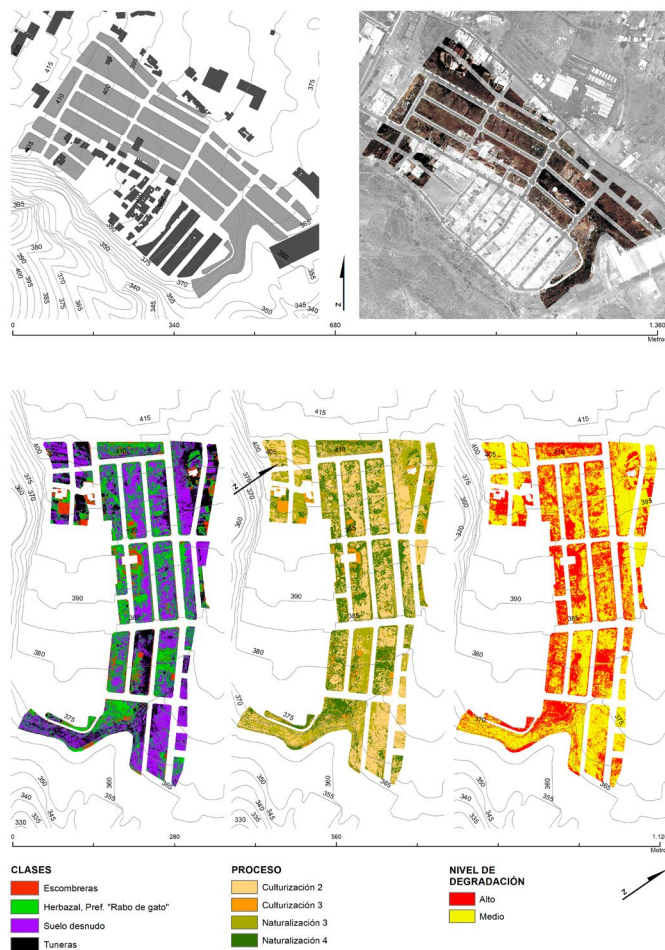
Fuente: GRAFCAN S.A. Elaboración propia.

4.4. Tratamiento y comunicación. La muestra: caracterización cualitativa de la degradación paisajística.

El geoproceto que combina el objeto simplificado de la unidad de análisis (SSU. 5.13) con la ortoimagen datada en 2018, demuestra que parte de la estructura viaria aún no se ha ejecutado, los paseos internos a las áreas ajardinadas quedan por resolver. En las parcelas internas restantes caracterizamos siguiendo la metodología de clasificación cualitativa expuesta, teniendo en cuenta el concepto de calidad paisajística. La clasificación mixta, automática-supervisada, de la imagen sinteti-

za cuatro grandes clases, dos de carácter vegetal, y dos antrópicas. Las dos primeras están representadas por crecimiento preocupante e indiscriminado de especies vegetales invasoras como el «rabo de gato» (*Pennisetum setaceum*) o especies cultivadas abandonadas y asilvestradas, como las tuneras y en menor medida higueras, que representan estadios culturales pretéritos. Entre ellas se desarrollan de manera dispersa las tabaibas (*Euphorbia balsamífera*). En cuanto a las clases antrópicas, el más preocupante es, sin duda, el proceso de abandono de desechos de la construcción (escombros), que además se distribuyen en los sectores más próximos de la edificación consolidada. Por otro lado, están los suelos desnudos, baldíos y degradados por las acciones urbanas. El proceso de naturalización y culturización se caracteriza por ser de niveles bajos o muy bajos; por tanto, estamos ante un espacio degradado ambiental y socialmente.

Figura 8. Secuencia de clasificación cualitativa que define la calidad paisajística.



Fuente: GRAFCAN. Elaboración propia.

5. CONCLUSIONES

En esta comunicación hemos tratado de avanzar algunas claves de la línea de investigación vinculada a los procesos de degradación de los paisajes insulares, centrándonos especialmente en la interfaz urbana-rural. La fragmentación, irregularidad y heterogeneidad de los usos que se están formalizando en estos sectores territoriales aceleran los procesos de cambio y los sistemas de control territoriales o urbanísticos son insuficientes y muy lentos. La calificación del suelos, como urbanos y urbanizables son superficialmente desproporcionados y ayudan a la reducción de la calidad paisajística de los mismos, en primer lugar, produciéndose abandono de espacios agrarios, en segundo lugar, utilizándolos para usos poco relacionados con las funciones agrarias, almacenes, aparcamientos, depósitos, escombreras, basureros..., u ordenándolos en clases urbanas, en tercer lugar, degradando los suelos y sirviendo de soporte para la extensión de especies asilvestradas o invasoras, en cuarto lugar, la percepción de la población sobre el espacio deteriorado aumenta el desinterés, incrementando con sus acciones, el aumento de la degradación.

Ante estos procesos siempre hay una resistencia social que contrapone el punto de vista de la administración. En este caso, los conceptos urbanos, en sí mismo, son agresivos a los patrones tradicionales de sociedades vinculadas a la tierra y su uso agrícola. El patrimonio material e inmaterial y por supuesto el humano son valores que caracteriza este espacio, y aspectos como el concepto barrio o Residencial El Tablero, o incluso las tipologías de viviendas colectivas no se asocian al lugar. Estos valores que parecen irrelevantes, son en cambio muy importantes, porque tienen que ver con la identidad del lugar y claramente su *genius loci* no se ha tenido en cuenta.

A partir del diagnóstico general se manifiesta un alto grado de degradación paisajístico, agravado por la prolongación en el tiempo y que claramente limita la calidad de vida de los ciudadanos. Ante esta situación, que estimamos, es generalizada en entornos similares, hay que tomar decisiones de mejora de la calidad paisajística a través de políticas de paisaje públicas (intervención, creación de modelos) y privadas (sensibilización y educación). El listado podría ser muy grande, pero podemos sintetizarlos en acciones que vayan dirigidas a:

- Completar los procesos de urbanización.
 - No dejar calles cortadas.
 - Ajardinar los bordes de las parcelas en contacto con las vías públicas (crear pantallas verdes).
 - Ajardinar los espacios públicos (plazas, espacios ajardinados)
 - Conectar con caminos y espacios naturales
- Usos transitorios
 - Poner en explotación agrícola las parcelas mientras no se ejecuten las obras de edificación. Cultivar en los suelos periurbanos. Restauración de suelos y generación de alimentos.
 - Espacios libres de recreación, culturales y deportivos.
 - Reposición de vegetación adaptada a su dominio vegetal
- Beneficios

- Incremento de la calidad de vida de las personas parcelas el problema será perenne.

6. BIBLIOGRAFÍA

- 990 ANUNCIO, 990 ANUNCIO DE 17 DE FEBRERO DE 2017, RELATIVO A LA ANULACIÓN DEL PLAN TERRITORIAL ESPECIAL DE ORDENACIÓN DEL PAISAJE DE LA ISLA DE TENERIFE. BOC NO 42. MIÉRCOLES 1 DE MARZO DE 2017—990 (2017).
[HTTP://WWW.GOBIERNODECANARIAS.ORG/BOC/2017/042/026.HTML](http://www.gobiernodecanarias.org/BOC/2017/042/026.html)
- AAVV EL TABLERO, & LA PIMENTERA ACCIÓN CREATIVA. (2010). *Festival Rural de Creación Las Eras de El Tablero*. <http://laserasdeeltablero.blogspot.com/>
- AYUNTAMIENTO DE SANTA CRUZ DE TENERIFE. (1983). *Construir la ciudad*. Ayuntamiento de Santa Cruz de Tenerife.
- BERTIN, J. (1988). *La gráfica y el tratamiento gráfico de la información*. Taurus Ediciones.
- CABILDO INSULAR DE TENERIFE. (S. F.). *PTEOP Plan Territorial Especial de Ordenación del Paisaje de Tenerife*.
[HTTPS://WWW.TENERIFE.ES/PLANES/PTEOPAISAJE/PTEOPAISAJEINDEX.HTM](https://www.tenerife.es/PLANES/PTEOPAISAJE/PTEOPAISAJEINDEX.HTM)
- CABILDO INSULAR DE TENERIFE. (2011). *Normativa del Plan Territorial Especial de Ordenación del Paisaje de la Isla de Tenerife*. Excmo. Cabildo Insular de Tenerife. Consejería Delegada de Paisaje y Medio Urbano.
- CONSEJO DE LA UNIÓN EUROPEA. (2020). *Carta de Leipzig*.
[HTTPS://WWW.MITMA.GOB.ES/ARQUITECTURA-VIVIENDA-Y-SUELO/URBANISMO-Y-POLITICA-DE-SUELO/ACTIVIDAD-INTERNACIONAL/UNION-EUROPEA/NUEVA_CARTA_LEIPZIG](https://www.mitma.gob.es/ARQUITECTURA-VIVIENDA-Y-SUELO/URBANISMO-Y-POLITICA-DE-SUELO/ACTIVIDAD-INTERNACIONAL/UNION-EUROPEA/NUEVA_CARTA_LEIPZIG)
- CORTIZO ÁLVAREZ, T. (2009). *El tratamiento geográfico de la información*. Oviedo: Universidad de Oviedo.
- CHUVIECO SALINERO, E. (2010). *Teledetección ambiental: La observación de la Tierra desde el espacio*. Barcelona: Ariel.
- EUROPEAN LANDSCAPE CONVENTION, (2000) (testimony of Council of Europe). <https://www.coe.int/en/web/conventions/full-list/-/conventions/treaty/176>
- EUROPEAN COMMISSION. (2012). *Directrices sobre mejores prácticas para limitar, mitigar o compensar el sellado del suelo*. Luxembourg: Publications Office. <https://doi.org/10.2779/76266>
- FREY, H. (1999). *Designing the city: Towards a more sustainable urban form*. Taylor & Francis. <https://doi.org/10.4324/97802033624331999>
- GARCÍA, L. M. (2005). *Santa Cruz de Tenerife: La formación de la ciudad marginal*. Ediciones Idea.
- GOODCHILD, M. F. (2011). Spatial Thinking and the GIS User Interface. *Procedia, social and behavioral sciences*, 21(C), 3-9.
[HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.SBSPRO.2011.07.002](https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2011.07.002)
- MEJÍAS, M. A. (2003). *Tensiones espaciales en el suelo rustico entre las actividades agrarias y Otras Actividades Turístico-residenciales. Sector costero oriental del Municipio de Arona* [Tesis doctoral]. La Laguna.
- MIKE JENKS & ROD BURGESS (EDS.). (2001). *Compact Cities: Sustainable Urban Forms for Developing Countries*. Taylor & Francis Group.
[HTTP://EBOOKCENTRAL.PROQUEST.COM/LIB/BULL-EBOOKS/DETAIL.ACTION?DOCID=171775](http://ebookcentral.proquest.com/lib/bull-ebooks/detail.action?docid=171775)
- MUSTAFA ERGEN. (2018). *Urban Agglomeration*. IntechOpen.
- NAVEH, Z. (2007). Landscape ecology and sustainability. *Landscape Ecology*, 22(10), 1437-1440. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9171-x>

ORTEGA ABRAHAM, L. (1983). *El Rosario*. Ayuntamiento El Rosario.

ROGATKA, K., & RUDGE, R. R. R. (2015). A compact city and its social perception: A case study. *Urbaniziv*, 26(1), 121-131. <https://doi.org/10.5379/urbani-izziv-en-2015-26-01-005>

RICHARDS, J. A. (2013). *Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction* (5th ed. 2013, Vol. 9783642300622). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-30062-2>

TAPPERT, S., KLÖTI, T., & DRILLING, M. (2018). Contested urban green spaces in the compact city: The (re-)negotiation of urban gardening in Swiss cities. *Landscape and Urban Planning*, 170, 69-78.

[HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.LANDURBPLAN.2017.08.016](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.08.016)

MERCANTILIZACIÓN O DERECHO A LA ISLA: PROTESTA CONTRA LA CONSTRUCCIÓN DE UN HOTEL EN LA TEJITA (GRANADILLA DE ABONA, TENERIFE)

COMMODIFICATION OR RIGHT TO THE ISLAND: STRUGGLES ON THE CONSTRUCTION OF A HOTEL IN LA TEJITA (GRANADILLA DE ABONA, TENERIFE)

Fernando Sabaté-Bel¹

¹ Departamento de Geografía e Historia, Universidad de La Laguna, fsabate@ull.edu.es

Alejandro Armas-Díaz²

² Institut für Geographie, Universität Leipzig, alejandro.arms_diaz@uni-leipzig.de, ORCID 0000-0003-2944-6017

Resumen

El turismo constituye una opción atractiva para gobiernos, empresas privadas y organizaciones internacionales como vía para el crecimiento económico, de manera más intensa en espacios periféricos del capitalismo global. Se asocia a la transformación del litoral o su entorno próximo, llevando aparejado el cerramiento de espacios comunes. Canarias es un buen ejemplo de ello: tras la crisis económico-financiera de 2007 se facilita la transformación del suelo rústico y se reactivan proyectos de ocupación del litoral por nuevos hoteles.

A comienzos de 2016 se despliega un movimiento de rechazo a la construcción de un hotel en el borde litoral de La Tejita (Tenerife). El presente trabajo analiza la lucha contra esta intervención y la articulación de la protesta, indagando en la hipótesis de que existe y se reivindica un derecho a la naturaleza, expresado a la vez como un derecho a la isla. Para ello se recurre a la observación participante, el diálogo con activistas involucrados en la protesta y la consulta de documentación hemerográfica.

Palabras clave: Derecho a la naturaleza, acrónimos de desarrollo insular, derecho a la isla, comunes, litoral.

Abstract

Tourism is an attractive option for governments, private companies and international organizations as a means of economic growth especially, in peripheral spaces of global capitalism. This growth strategy is associated with the transformation of the coastline or its surroundings, entailing the enclosure of common spaces. The ongoing processes in the Canary Islands illustrate these trends. In the aftermath of the economic-financial crisis of 2007, the regional government fostered the transformation of rural land for urbanization purposes and reactivated the occupation of the coastline with new hotels.

At the beginning of 2016, a movement against the construction of a hotel on the coastline of La Tejita (Tenerife) was reactivated. This paper analyzes the struggles against this project, how the protest is articulated, and explores the hypothesis that a right to nature exists and is claimed, expressed at the same time as a right to the island. The analysis is based on participant observation, dialogue with activists involved in the protest, and the press.

Keywords: Right to nature, acronyms of island development, right to the island, commons, coastline.

1. INTRODUCCIÓN

El turismo constituye una opción atractiva para gobiernos, empresas privadas y organizaciones internacionales como vía para el crecimiento económico. Aunque se expande de forma casi indiscriminada, lo hace de manera más intensa en espacios periféricos o semiperiféricos del capitalismo global, desempeñándose como la principal fuerza que reorganiza y urbaniza su territorio. Se asocia en particular a la transformación del litoral o su entorno próximo, llevando aparejado el cerramiento de espacios tradicionalmente *comunes*. No debe extrañar, pues, que conflictos territoriales relacionados con la protección de ecosistemas marinos y costeros nutran buena parte de las protestas en regiones turísticas del sur de Europa (Kousis *et al.*, 2008).

Las islas Canarias son un buen ejemplo de ello (Bianchi, 2004). El turismo constituye su actividad económica central, cuya expansión desde mediados del siglo XX se convirtió en prioridad de la administración pública. Manteniendo esta inercia, tras la crisis económico-financiera de 2007 se promueven cambios legislativos que facilitan la transformación del suelo rústico, hasta entonces parcialmente protegido, en ámbito urbanizable, permitiendo actividades distintas a las agropecuarias. También se reactivan proyectos de ocupación del litoral por nuevos hoteles, implicando el cerramiento de espacios naturales comunes y su mercantilización para beneficio de entidades transnacionales.

En las últimas décadas las movilizaciones ambientales y territoriales en Canarias han sumado muchas más personas, en comparación a otras centradas en cuestiones como sanidad, educación, empleo o vivienda (Sánchez, 2015; Armas-Díaz y Sabaté-Bel, 2020). Si es cierto que la naturaleza desempeña un papel fundamental en el proceso de acumulación de capital (Smith, 2007), lo es también que la lucha contra su destrucción o deterioro constituye una fuente poderosa de oposición al neoliberalismo (Heynen *et al.*, 2007; Apostolopoulou y Cortes-Vazquez, 2018), al tiempo que ofrece una fuente radical de alternativas de futuro (Smith, 2010). En relación a estos procesos surge el concepto de *derecho a la naturaleza*, entendido como la voluntad democrática de resistir o reorientar los procesos de urbanización promovidos por el capital que modifican las relaciones naturaleza-sociedad (Apostolopoulou y Adams, 2019). Distintas personas investigadoras contextualizan este concepto en el marco de los procesos de neoliberalización, reforzados tras la crisis de 2007. Pero han sido menos los estudios que lo analizan también como la expresión de un sentido *derecho a la isla*; esto es, una reivindicación de la voluntad de mantener al margen de los procesos de mercantilización fragmentos del espa-

cio y la naturaleza, en un marco donde aquellos procesos, sus límites y excesos se perciben de forma más intensa: los espacios insulares (Clark, 2013; Armas-Díaz y Sabaté-Bel, 2020; Armas-Díaz *et al.*, 2020). Igual sucede con el cerramiento (*enclosure*), apropiación y desposesión de los ecosistemas marinos y costeros, hasta ahora escasamente analizado (Hill, 2017).

En esta contribución centramos nuestra atención en un proceso de contestación social reciente, que ilustra los procesos territoriales expuestos, asumiendo el papel de los movimientos sociales de base como comunidad epistémica popular (Valdivielso y Moranta, 2019). A comienzos de 2016 se reactiva un movimiento de rechazo a la construcción de un hotel en el borde litoral de La Tejita, una de las escasas playas sin urbanizar del sur de Tenerife, a corta distancia de un espacio natural altamente sensible. Analizamos la lucha contra esta intervención, tratando de ahondar en cómo se articula la protesta e indagando en la hipótesis de que existe y se reivindica, de forma más o menos consciente, un derecho a la naturaleza inscrito en una escala concreta, y expresado a la vez como un derecho a la isla. Para ello se recurre a la observación participante, el diálogo con activistas involucrados en la protesta y la consulta de documentación hemerográfica. Abordamos este análisis planteando, en primer lugar, el marco teórico y conceptual de la disputa territorial, en términos de *derecho a la naturaleza* y al espacio, con la singularidad *insular*. A continuación, se sintetiza el proceso de transformación territorial del caso estudiado, para terminar proponiendo unas reflexiones finales.

2. NEOLIBERALIZACIÓN, INSULARIDAD Y DERECHO A LA NATURALEZA

En los procesos generadores de diversidad biológica y cultural a escala mundial, las islas se desempeñan como laboratorios, cuyo papel es mucho más relevante del que les correspondería por su proporción de tierras emergidas y población (Whittaker y Fernández-Palacios, 2007). Al tiempo, su fragilidad ecológica y biocultural constituye un condicionante de partida frente a los procesos de desarrollo desigual derivados de las reformas institucionales que afianzan la mercantilización, la privatización y las relaciones de mercado en las últimas cuatro décadas.

Con carácter general, y pese a ciertos incrementos de la prosperidad, el aumento de los ritmos de circulación ampliada de capital viene intensificando tendencias perniciosas, como el aumento constante de las desigualdades, una creciente presión sobre el medio natural o humanizado, o la mercantilización de nuevos espacios físicos y sociales, naturalizando la lógica financiera en todos los órdenes de la vida social (Harvey, 2007, 2010). Las islas semi-periféricas de la economía-mundo capitalista asumen, en particular, funciones subalternas bien concretas como la turística e inmobiliaria, plantaciones para la exportación o extracción de recursos mineros. Como señaló Eric Clark (2013) en un trabajo seminal sobre la financiarización en las geografías bioculturales de las islas, esta se expresa cada vez más mediante procesos de mercantilización y privatización de entornos, que a menudo implican cercamiento de recursos comunes, destrucción ambiental y desplazamiento de personas, afectando a sus modos de vida. No es de extrañar entonces que la explotación de la naturaleza local, incluyendo las prácticas culturales, genere graves conflictos ambientales,

laborales, migratorios y de intereses económicos (Schmitt y Blázquez-Salom, 2003; Armas-Díaz y Sabaté-Bel, 2020; Armas-Díaz *et al.*, 2020).

Los bienes y recursos comunes que se mantienen relativamente al margen de los procesos de mercantilización auspiciados por el desarrollo histórico del capitalismo, constituyen un ámbito tan trascendente de la vida social como, a menudo, poco reconocido de manera explícita. La investigación de Elinor Ostrom (1990) demostró la existencia de una gran diversidad de procedimientos mediante los que las comunidades se organizan de forma autónoma en muchos lugares para gestionar recursos comunes, logrando consolidar sistemas de administración sostenibles a largo plazo. Pero como esas formas de gestión encajan con suma dificultad en lógicas basadas en derechos de propiedad privada o de autoridad pública, atraen menos atención investigadora, permanecen invisibilizadas y apenas resultan consideradas en las prácticas de gobernanza ambiental (Dietz *et al.*, 2003; citado por Clark, 2013).

Por el contrario, en la literatura científica sobre las regiones insulares y las dificultades inherentes a su desarrollo socioeconómico, se han ido asentando otros axiomas que no toman en cuenta su fragilidad biocultural ni la existencia de eventuales buenas prácticas de gestión de bienes comunes. Se trata de los *modelos acrónimos de desarrollo insular*, llamados así por sus siglas basadas en las iniciales (en inglés) de los factores principales que los identifican. El modelo MIRAB caracteriza aquellas economías insulares que dependen en lo esencial de migración, remesas, ayuda y burocracia (Bertram y Watters, 1985); considerado el estadio más bajo de una pretendida ‘escalera al desarrollo’, ascender a los siguientes ‘escalones’ modelizados se interpreta como un progreso notable. Tal es el caso del modelo PROFIT, basado en la articulación de personas, gestión de recursos, contratos con territorios extranjeros (*Overseas engagement*), finanzas y transporte. Pero la situación óptima a alcanzar sería el SITE (*Small Islands Tourist Economies*), que ensalza una dedicación casi absoluta a esta última actividad (Baldacchino, 2013).

No escasean los trabajos que sustentan este paradigma (Baldacchino, 2006; Baldacchino y Bertram, 2009; Bertram y Poirine, 2007; Oberst y McElroy, 2007), compartiendo cierta búsqueda mecanicista de éxito sustentado en la apertura de los espacios insulares a la extracción estereotipada de rentas mediante inversiones predominantemente extranjeras y centradas en el turismo ‘de calidad’, sin descartar la implantación de instalaciones militares de alcance geoestratégico transnacional. No se atiende a diferencias ambientales, contextos geoeconómicos, o particularidades históricas de cada territorio insular: Las ‘recetas’ no varían en lo esencial, y se difunden de forma acrítica por archipiélagos y metrópolis continentales que los administran. Al respecto señala Clark (2013), con particular perspicacia:

No es difícil imaginar cómo estos modelos captan la atención de quienes buscan ‘oportunidades estratégicas’ para inversiones financieras rentables en islas, y de quienes se identifican a sí mismos como ‘individuos clave’ con ciertas ‘percepciones estratégicas’, ‘cruciales’ para el desarrollo de sus islas; en resumen, aquellos individuos portadores de la ‘disposición’ correcta. (p.133)

Podemos identificar en nuestro ámbito evidencias de ello; muestras de la traslación a Canarias de tales postulados teóricos, expuestos negro sobre blanco por un

patricio insular cuya trayectoria exhibe una holgada capacidad de influencia política y social¹:

La literatura económica, por más de dos décadas, ha estado dominada por el modelo MIRAB, el cual argumenta que las pequeñas islas están sostenidas por las remesas de sus emigrantes, las ayudas metropolitanas y la burocracia. Sin embargo, desde hace ya algunos años, se ha desarrollado el modelo SITE, que interpreta el desarrollo insular identificando las variables de éxito en los contornos turísticos no abandonados, de adecuada infraestructura y geografía favorable [...] [Hawaii] puede alumbrarnos nuevas líneas de desarrollo. [...] Su Producto Interior Bruto, en 2010, fue de 66 800 millones de dólares (casi un 30% superior a Canarias). El paro es del 6,6%. En su economía, los gastos militares representan entre 2-3% del PIB, y trabajan 38 700 personas en ese segmento. Conviene remarcar esto cuando algunos piensan que las bases militares no generan economía local. [...] ¿Por qué los canarios no tenemos una base aérea y naval como Dios manda?, que asuma el mantenimiento de la flota aquí y promueva toda una actividad logística, altamente rentable, dadas las condiciones propicias que están a la vista de todo el mundo y sobre las que ya se ha teorizado copiosamente en los últimos años por parte de consultorías e instituciones de probado prestigio. Las islas Canarias son de una neutralidad rayana en lo estúpido² (Francisco, 2013, pp.71-74).

Desde fechas anteriores este acreditado consultor defendía la inevitabilidad de la especialización turística de Canarias, posición que con muy buen resultado sostiene hasta el día de hoy:

En términos puede que no absolutos, pero sí generales, viajamos en un coche sin ruedas de recambio. Las llantas que tenemos anuncian que no habrá problemas, pero no hay otras. Los mimbres son los que son y con ellos tenemos que hacer el cesto. Lo otro, *caer en la utopía* o en las garras del sueño de una noche de verano, autosuficiencia y localismo feroz, es cerrar los ojos. (Francisco, 1998, p.17; cursiva del autor).

La inevitabilidad y naturalización de la dependencia turística, como si de una determinación geográfica inexorable se tratara, sustenta este tipo de discursos, devenidos en hegemónicos:

En el mundo hay unos 140 países que tienen (cada uno) alrededor de dos millones de habitantes, como nosotros. Muchos de estos estados son economías insulares. Y su problema es que no son susceptibles de una diversificación real, una idea

1 José Carlos Francisco: especialista en Economía Monetaria y Financiera por el Banco de España, fue docente en la ULL, pasando luego a ocupar altos puestos de responsabilidad política y llegando a Consejero de Economía y Hacienda del Gobierno de Canarias en la década de 1990. Fundador y presidente de *Corporación 5*, consultora a cuyos servicios recurre con regularidad la administración canaria (p. ej.: *Plan Estratégico de la Isla de Tenerife 1998*; *Plan de Desarrollo de Canarias 2000-2006*). Autor de cuatro libros de cierta difusión regional (Francisco 1998, 2003, 2010, 2013), en los que explicita sus propuestas de política económica. En la actualidad preside la patronal provincial (CEOE).

2 Canarias fue una de las cuatro *excepciones autonómicas* en las que en el referéndum sobre la permanencia de España en la OTAN celebrado en marzo de 1986 ganó, por notable diferencia, el 'no'; lo que se ha venido interpretando como expresión de una decidida vocación neutralista, asentada en amplios sectores de la población del Archipiélago.

casi mítica que aquí hemos cultivado como una de nuestras obsesiones favoritas, una de nuestras mayores majaderías. [...] El origen de esa incapacidad es, diríamos en términos biológicos, de economía genética. Son economías que vinieron al mundo con limitaciones de mercado determinantes. Lo traen escrito en el ADN de una geografía que es la que es y un volumen de personas que no podemos estirar como un chicle a conveniencia. [...] Lamento defraudar a los muchos fans que tiene la diversificación en nuestra tierra. No tiene ningún sentido seguir engordando una idea falsa (Francisco, 2013, pp.63-66).

Pero, aunque algunos defensores de los modelos acrónimos vinculan de forma directa el estrecho repertorio de opciones estratégicas y la imprescindible súper especialización (devenida casi en especiación pseudo-biológica), lo cierto es que semejantes paradigmas dicen más bien poco sobre las particularidades de cada situación insular, y menos todavía sobre cómo se toman las decisiones estratégicas, quiénes las adoptan, a quiénes benefician y quiénes resultan perjudicados. Las sedicentes historias de éxito del desarrollo insular ocultan formas de acumulación por desposesión en las que la construcción de representaciones aparentemente objetivas desempeña un papel central, proyectando y legitimando determinadas visiones (Clark 2013, p.133), mientras se cierne un velo sobre muchos aspectos menos positivos de tales procesos.

Clark (2009, p.133) también advierte que “las sociedades insulares deben considerarse conectadas a procesos geográficamente más amplios de acumulación de capital”. Es decir, sobre los territorios insulares se ejerce una forma particular de territorialidad, una fuerza esencial del capitalismo, que se materializa mediante apoyos de las políticas estatales a los procesos económicos (Harvey, 2003). Así sucede con la redefinición de ámbitos insulares para regiones dedicadas al abastecimiento energético (Cederlöf y Kingsbury, 2019), o con el turismo como organizador de la territorialidad (Celata y Sanna, 2010). En consonancia con este discurso, la insularidad puede asimilarse como una entidad territorial utilizada en el discurso oficial y configurada como un espacio abstracto, que asume el territorio como mero contenedor pasivo (Agnew, 1994). Otras posiciones subrayan que la “insularidad importa”, en tanto su concepción como territorio en disputa rehace esa escala oficial (Allen, 2017, p.82). Merece recordar que las escalas espaciales no son fijas, sino que se producen socialmente a través de luchas y resistencias (Smith, 1996), y se establecen también respondiendo a las características biofísicas de los lugares en los que se circunscriben esas protestas (Urkidi, 2010). Así, la insularidad juega un papel esencial no solo por su capacidad para territorializar proyectos, sino también porque produce una escala para la lucha colectiva por los recursos y contra proyectos concretos (Allen, 2017; Armas-Díaz y Sabaté, 2020).

Apoyándose en la idea del *derecho a la ciudad* de Lefebvre (1968), Apostolopoulou y Adams (2019) definen el *derecho a la naturaleza* como el derecho a influenciar y redirigir los procesos de urbanización promovidos por el capitalismo que modifican las relaciones naturaleza-sociedad. Clark (2013) propone particularizar este derecho, asociándolo al de justicia espacial, es decir, el ahondamiento de la democracia y la desmercantilización del espacio y la naturaleza, situándolo en un marco todavía más concreto, el de las *islas*. Otros autores (Armas-Díaz y Sabaté, 2020; Armas-Díaz *et al.*, 2020) exploran, en esta línea, las conexiones entre las protestas ambientales y la condición insular.

En suma, los modelos acrónimos de desarrollo insular dejan algunos huecos inquietantes. ¿Dónde quedan asuntos capitales como la democracia y su profundización? ¿Qué sucede con el desplazamiento y la desposesión, el derecho a habitar y permanecer en el lugar, a participar en la configuración de los procesos de desarrollo y en la conformación del propio hábitat de acuerdo con los deseos compartidos? Como particulariza Clark (2013):

¿El interés en los <nichos> [económicos] se limita en exclusiva al <uso perspicaz de la capacidad política>, a <respuestas evolutivas estratégicamente inteligentes>, aprovechando la <oportunidad evolutiva> y la <capacidad de ajuste flexible> a los dictados del capital financiero? [...] ¿Cómo pasar de las diversas fórmulas de desarrollo desigual hacia modelos de desarrollo insular más equitativos, justos y sostenibles? (pp.133-134)

3. PROTESTA CONTRA EL HOTEL DE LA TEJITA

De manera histórica los gobiernos autonómicos de Canarias se caracterizaron por establecer barreras a la participación ciudadana. Con ello contribuyeron a que una creciente indignación social se canalizara por vías extrainstitucionales como la protesta pública (Brito, 2020, p.92), o el recurso –superior a otras comunidades autónomas– de ciertos resquicios del propio ámbito institucional, como las iniciativas legislativas populares. Así sucedió, en particular, durante el tercer boom inmobiliario-turístico (1993-2008), coincidente con el auge del régimen político liberal-conservador insularista (Brito, 2018, p.78). La sucesión de movilizaciones llevó a la normalización de este tipo de protesta, que en torno a 2004-2005 alcanzó un carácter de conflicto casi permanente (*ibid.*, pp.73-74). Así, en las últimas décadas las movilizaciones ambientales sumaron más personas en Canarias que todas las centradas en temáticas más ‘sociales’: sanidad, educación, vivienda, etc. (Sánchez, 2015). Recurrentes acciones ciudadanas contra la destrucción de la naturaleza vertebraron la protesta en Canarias (Brito, 2018, pp.288-289), como ocurrió con las masivas movilizaciones opuestas a la instalación de un impactante tendido de alta tensión en el Sur de Tenerife o a la construcción del puerto de Granadilla (Armas-Díaz y Sabaté-Bel, 2020). Tal compromiso contra la mercantilización y destrucción del Archipiélago siguió movilizándolo a la población incluso a partir de 2008, tras el despliegue de una crisis social que en Canarias adquirió dimensiones dramáticas. Lo demuestran las nutridas manifestaciones en todas las islas contra el proyecto de extraer petróleo al este del Archipiélago (Herranz *et al.*, 2018). Todos estos signos de la voluntad colectiva apuntan hacia una demanda intuitiva del *derecho a la isla*, una de cuyas últimas expresiones es la movilización contra la construcción de un hotel en la costa meridional de Tenerife.

La idea de construir una instalación hotelera en la playa de La Tejita en Granadilla de Abona se remonta a 1970, en la fase final de la dictadura franquista: régimen autoritario y ‘desarrollista’, insensible frente al valor ambiental de determinados paisajes y parajes naturales, ya entonces reconocido y reclamado por la comunidad científica. Se trata de otro de los proyectos heredados del tardofranquismo y retomados en las

últimas dos décadas, como ocurrió con la construcción del puerto de Granadilla (Armas-Díaz y Sabaté-Bel, 2020).

El proyecto se concreta en el Plan *Costabella*, aprobado en 1973. Pero no fue hasta 2015 en que la administración local de Granadilla aprobó la propuesta definitiva: una infraestructura con categoría 5 estrellas, capaz de albergar 883 camas sobre una superficie de 26 758 m² y un frente de 276 m sobre la playa de La Tejita, parte de los cuales invaden de forma evidente su zona de arenas. Como la construcción excede la delimitación marítimo-terrestre (en revisión por el Servicio Provincial de Costas desde 2018), resulta flagrantemente ilegal. Pero también ejerce potenciales efectos negativos sobre la fauna, la flora y los valores paisajísticos de dos áreas protegidas de la Red Europea Natura 2000: Montaña Roja (ES7020049) y Seadales del Sur (ES7020116); afectando la dinámica de la circulación de arena y los hábitats de una de las mayores playas naturales de la isla de Tenerife (Salvar La Tejita, 2016). En junio de 2019 una empresa de construcción subcontratada por el promotor, Grupo Viqueira, inicia las obras.

No sorprende que la iniciativa privada trate de intervenir sobre este tipo de espacios, pero escandaliza que la Administración no haya cuestionado sus consecuencias ambientales ni la desposesión de espacios comunes del litoral. Como relata el portavoz de ATAN (Asociación Tinerfeña de Amigos de la Naturaleza):

Los espacios naturales son muy golosos. Nada mejor para un hotel de cinco estrellas que tener un entorno de cinco estrellas. Si estás en un entorno que está hecho mierda, pues el hotel está en la mierda. Entonces, un hotel de ese tipo, de cinco estrellas, de lujo, en un lugar de lujo donde los clientes tienen un espacio tan impresionante como ese, pues, buen negocio. ¿Qué ocurre? Que la privatización de ese espacio en beneficio de unos señores choca con la conservación del espacio como espacio público y espacio de todos. Y además, supone un impacto muy grande porque se adentra en la zona de influencia de las arenas de Montaña Roja, La Tejita, y las consecuencias serían muy nefastas no solo para ese espacio concreto sino para el conjunto del paisaje de esa franja de la Isla.

Entre finales del 2015 e inicios del 2016 comienzan a contactar a través de las redes sociales activistas contrarios al hotel. Pronto inician un movimiento asambleario, centrado en la localidad de El Médano, que se autodenomina Plataforma *Salvar La Tejita*. Deciden también constituirse como asociación legal, en previsión de afrontar acciones judiciales. Trabajando en red con los colectivos ecologistas más consolidados de la Isla (aprovechando su amplia experiencia jurídica), y con el apoyo de muchas personas particulares, construyen un movimiento con la consigna central: “¡La Tejita no se vende, La Tejita se defiende!”. Participan en la Plataforma personas vecinas del entorno y usuarias de la playa, de distintas generaciones, pero con presencia relevante de jóvenes. Sus protagonistas reconocen la influencia de importantes luchas ambientales y territoriales anteriores: Vilaflor, puerto de Granadilla, extracciones petrolíferas; y cuentan con el apoyo y participación ocasional de algunas personas veteranas de tales movimientos sociales.

La primera movilización se produce a poco de aprobarse la licencia de construcción. Se organizan varias manifestaciones en distintos escenarios (la celebrada en 2016 en la capital insular reúne a unas 3 500 personas), se organiza el envío de de-

nuncias y peticiones a instituciones locales, autonómicas, estatales y europeas (la recogida de firmas a través de una plataforma digital superó las 100 mil suscripciones), con el fin de frenar la infraestructura, defender los valores naturales y proteger el uso público. También editan una página web y un vídeo de buena calidad (subtitulado en inglés y alemán), dando cuenta de la problemática y las acciones emprendidas. En 2018 celebran unas Jornadas cuyos contenidos amplían el espectro de sus preocupaciones ambientales.

Como en casos anteriores (Armas-Díaz *et al.*, 2020), se pone de manifiesto un sentimiento que subyace al rechazo a la afección de ese lugar *concreto*: la conciencia de los límites, particularmente evidente en el contexto insular. Lo expresa con claridad un portavoz de la Plataforma:

Eso fue lo que a mucha gente le dolía: un espacio natural, casi virgen, ¿por qué machacarlo otra vez? Bueno, pues así llega un día que colapsamos. No hay más, esto no es infinito y nos estamos dando cuenta de que esto no es infinito. Yo creo que ahí se resume el tema. No sé cómo vamos a escapar, pero algo habrá que hacer (entrevista a Daniel Duque Funes, 03.11.2019).

Pero la fase de la lucha que, por su singular contexto, concitó muy amplia simpatía ciudadana y la mayor repercusión mediática –incluso internacional– y en redes sociales tuvo lugar durante el mes de junio de 2020: Dos activistas ascendieron a sendas grúas y permanecieron allí encadenadas durante doce días, forzando la paralización de las obras (El Día, 2020). Se debe subrayar la importancia simbólica de esta acción, inmediatamente después de la conclusión del confinamiento obligatorio derivado del estado de alarma por la pandemia del covid-19, cuando parecían desvanecidas –al menos temporalmente– las perspectivas de movilizaciones ciudadanas que con tanta intensidad habían marcado el ciclo histórico anterior en Canarias.

El 22 de junio de 2020, el Ministerio de Transición Ecológica y Desafío Demográfico del Gobierno de España ordenó detener la construcción del hotel por la ocupación ilegal de propiedad pública y nueve meses después permitió que se retomaran las obras pero exigiendo una modificación y reducción de la ocupación del litoral (Diario de Avisos, 2021). La fecha prevista por los inversores para la finalización del hotel era de dos años (El Día, 2021).

4. CONCLUSIONES: POR UN DERECHO A LA ISLA

Compartimos la propuesta de Clark (2013), creador del concepto de *derecho a la isla*, de que ejercer este derecho implica cultivar una democracia radical y pluralista, estimulada por los movimientos sociales que trabajan por futuros insulares alternativos. Su puesta en práctica problematiza el concepto de desarrollo y enriquece las vías para avanzar hacia el objetivo utópico de la sostenibilidad.

Con el caso de La Tejita se verifica en *primer lugar*, como la naturaleza continúa siendo un elemento central en la acumulación de capital (Apostolopoulou y Adams, 2015). Si bien la relación entre capital y conservación no es algo novedoso, sí se verifica una intensificación y aparición de nuevas formas de explotación de la naturaleza en las últimas décadas, en especial en el periodo posterior a 2007 (Apostolopoulou y

Adams, 2019). Con este fin, poco después se facilitó en Canarias la transformación del suelo rústico, hasta entonces parcialmente protegido, en ámbitos urbanizables, permitiendo la implantación de actividades distintas a las agropecuarias. A esta medida siguieron otras iniciativas, centradas en la expansión de la actividad turística y una nueva política territorial que ahonda en la liberalización iniciada al inicio de la crisis global. En consonancia con ello, uno de los principales ideólogos del vigente modelo de desarrollo socio-económico insular afirmaba:

Conviene en este punto, detenernos en la necesaria transformación de nuestra hiperregulación económica. Esta viene dada porque nuestra legislación sobre el planeamiento territorial regula, de manera exasperante, la actividad económica. [...] El celo extremo en la defensa del territorio, a mi juicio contraproducente por más plumas que se cubra en aras de una engañosa sostenibilidad, limita el potencial de crecimiento de la economía canaria de una manera categórica.” (Francisco, 2013, p.33)
[...] la sostenibilidad medioambiental hay que compatibilizarla con la sostenibilidad económica, social y humana; la planificación debe ser orientativa y flexible; menos leyes son más eficaces...” (ibídem, p.52).

Segundo, el rápido proceso urbanizador, apoyado en la construcción de infraestructuras y la especialización turística, ha significado importantes flujos de capital en el sector inmobiliario en áreas turísticas. Una intervención orientada a satisfacer el deseo de las clases dominantes de integrarse en la economía global (Harvey, 2003). El turismo constituye el eje articulador del gobierno en la territorialidad de la región periférica de Canarias (Celata y Sanna, 2010). Así se manifiesta también en el uso de los modelos acrónimos de desarrollo insular, aplicados a Canarias y que orientan sus políticas económicas.

Por último, la apropiación de la escala a través de la lucha conforma una territorialidad enfrentada al discurso oficial, que reivindica un modelo de isla distinto, consistente con la conservación ambiental y vinculado con la demanda de un *derecho a la naturaleza* (Apostolopoulou y Cortes-Vazquez, 2018). La defensa de ésta se convierte en eje articulador de las protestas y reivindicaciones de los movimientos sociales, al tiempo que se circunscribe a una escala concreta, la insular y con ello se proclama como un *derecho a la isla* (Clark, 2013; Armas-Díaz y Sabaté-Bel, 2020; Armas-Díaz et al., 2020), que reconoce las singularidades insulares al tiempo que defiende el derecho de quienes las habitan a controlar los procesos de urbanización (Harvey, 2003). En palabras de Clark (2013):

El compromiso con el *derecho a la isla* implica el arte de escuchar y el respeto por el conocimiento que las personas tienen de su hábitat. Requiere disminuir el papel de los expertos en políticas externas al tiempo que se fomenta el diseño local de programas para cumplir con los objetivos locales. (p.134).

BIBLIOGRAFÍA

AGNEW, J. (1994). The territorial trap. The geographical assumptions of international relations

- theory. *Review of International Political Economy*, 1, 53-80. DOI: 10.1080/09692299408434268
- ALLEN, M. G. (2017). Islands, extraction and violence: Mining and the politics of scale in Island Melanesia. *Political Geography*, 57, 81-90. DOI: 10.1016/j.polgeo.2016.12.004
- APOSTOLOPOULOU, E. & ADAMS, W.M. (2015): Neoliberal capitalism and conservation in the post-crisis era: The dialectics of “green” and “un-green” grabbing in Greece and the UK. *Antipode*, 47, 1, 15-35. DOI: 10.1111/anti.12102
- APOSTOLOPOULOU, E. & CORTES-VAZQUEZ, J. A. (EDS.), (2018). *The right to nature, social movements, environmental justice, and neoliberal natures*. Routledge.
- APOSTOLOPOULOU, E. & ADAMS, W. (2019). Cutting nature to fit: Urbanization, neoliberalism, and biodiversity offsetting in England. *Geoforum*, 98, 214-225. DOI: 10.1016/j.geoforum.2017.05.013
- ARMAS-DÍAZ, A. & SABATÉ-BEL, F. (2020). Struggles on the port of Granadilla. *Territory, Politics, Governance*. DOI: 10.1080/21622671.2020.1773918
- ARMAS-DÍAZ, A., SABATÉ-BEL, F., MURRAY, I., & BLÀZQUEZ-SALOM, M. (2020). Beyond the right to the island: exploring protests against the neoliberalization of nature in Tenerife (Canary Islands, Spain). *Erdkunde*, 74, 4, 249-262. DOI: 10.3112/erdkunde.2020.04.02
- BALDACCHINO, G. (2006). Managing the hinterland beyond: two ideal-type strategies of economic development for small island territories. *Asia Pacific Viewpoint*, 47, 45-60. DOI: 10.1111/j.1467-8373.2006.00295.x
- BALDACCHINO, G. & BERTRAM, G. (2009). The beak of the binch: insights into the economic development of small economies. *The Round Table*, 98, 141-160. DOI: doi.org/10.1080/00358530902757867
- BALDACCHINO, G. (2013). Island tourism. In A. Holden & D. A. Fennell (Eds.), *The Routledge handbook of tourism and the environment* (pp. 222-230). Routledge.
- BERTRAM G. & WATTERS, R.F. (1985). The MIRAB economy in South Pacific microstates. *Pacific Viewpoint*, 26, 497-519. DOI: 10.1111/apv.263002
- BERTRAM, G. & POIRINE, B. (2007). Island political economy. En G. Baldacchino (Ed.), *A world of islands: an island studies reader* (pp. 325-377). Charlottetown: Institute of Island Studies, University of Prince Edward Island.
- BIANCHI, R. V. (2004). Tourism restructuring and the politics of sustainability: A critical view from the European periphery (The Canary Islands). *Journal of Sustainable Tourism*, 12, 6, 495-529. DOI: 10.1080/09669580408667251
- BRITO, J. M. (2018). Dinámicas de los movimientos sociales canarios en el ciclo de cambio. En J. M. Brito (Coord.), *La acción colectiva en el cambio de época* (pp. 52-90). Madrid: Catarata.
- BRITO, J. M. (2020). El impacto político de la contienda ecologista en Tenerife. En J.M. Brito (Coord.), *Memoria colectiva y cambio social* (pp. 79-110). Madrid: Catarata.
- CEDERLÖF, G., & KINGSBURY, D. V. (2019). On PetroCaribe. *Political Geography*, 72, 124-133. DOI: 10.1016/j.polgeo.2019.04.006
- CELATA, F. Y SANNA, V. S. (2010). Ambientalismo y (post-)política en un espacio de reserva. *Scripta Nova*, XIV, 331, 62. Retrieved from <http://www.ub.edu/geocrit/sn/sn-331/sn-331-62.htm>
- CLARK, E. (2009). Island Development. En R. Kitchin & N. Thrift (Eds.), *International Encyclopedia of Human Geography* 5 (pp. 607-610). Oxford: Elsevier.
- CLARK, E. (2013). Financialization, sustainability and the right to the island: A critique of acronym models of island development. *Journal of Marine and Island Cultures*, 2, 128-136. DOI: 10.1016/j.imic.2013.10.001
- DIARIO DE AVISOS (2021). Viqueira podrá levantar el hotel de La Tejita, pero con 60 habitaciones menos. 27 de febrero. Retrieved from <https://diariodeavisos.lespanol.com/2021/02/viqueira-podra-levantar-el-hotel-de-la-tejita-pero-con-60-habitaciones-menos/>

- DIETZ, T., OSTROM, E. & STERN, P. C. (2003). The struggle to govern the commons. *Science*, 302, 1907-1912. DOI: 10.1126/science.1091015
- EL DÍA (2020). Costas fija un nuevo deslinde que permite construir el Hotel La Tejita. 26 de febrero. Retrieved from <https://www.eldia.es/tenerife/2021/02/26/costas-fija-nuevo-deslinde-permite-35653443.html>
- EL DÍA (2021). 'Hay inversores que, por lo que nos ocurre con el hotel La Tejita, eliminan a Tenerife de su horizonte'. 30 de mayo. Retrieved from <https://www.eldia.es/tenerife/2021/05/30/hay-inversores-ocurre-hotel-tejita-52405002.html>
- FRANCISCO, J. C. (1998). *La cuenta atrás. Los nuevos poderes de Canarias*. Santa Cruz de Tenerife: Ecopress Comunicaciones.
- (2003). *Canarias, moratoria y REF*. Santa Cruz de Tenerife: Ecopress Comunicaciones.
- (2010). *La reforma necesaria: Canarias ante la crisis de nuestras vidas*. Santa Cruz de Tenerife: Ecopress Comunicaciones.
- (2013). *Canarias. La transformación*. Santa Cruz de Tenerife: Ecopress Comunicaciones.
- HARVEY, D. (2003). *The new imperialism*. Oxford: Oxford University Press.
- HARVEY, D. (2007). *Breve historia del Neoliberalismo*. Madrid: Akal.
- HARVEY, D. (2010). *The enigma of capital and the crises of capitalism*. Londres: Profile Books.
- HERRANZ, J.M., ÁLVAREZ, À. & MERCADO, M.T. (2018). Communication and effectiveness of the protest. *Zer: Revista de estudios de comunicación*, 23, 45, 35-56. DOI: 10.1387/zer.19543
- HEYNEN, N., MCCARTHY, J., PRUDHAM, S. & ROBBINS, P. (EDS.). (2007). *Neoliberal environments*. Routledge.
- HILL, A. (2017). Blue grabbing: reviewing marine conservation in redang island marine park, Malaysia. *Geoforum*, 79, 97-100. DOI: 10.1016/j.geoforum.2016.12.019
- KOUSIS M, PORTA DELLA, D., JIMÉNEZ M. (2008). Southern European Environmental Movements in Comparative Perspective. *American Behavioral Scientist*, 51, 11, 1627-1647. DOI: 10.1177/0002764208316361
- LEFEBVRE, H. (1968). *El derecho a la ciudad*. Barcelona: Ediciones Península.
- OBERST, A. & MCELROY, J. L. (2007). Contrasting socioeconomic and demographic profiles of two, small islands, economic species: MIRAB versus PROFIT/SITE. *Island Studies Journal*, 2, 2, 163-176. Retrieved from <https://www.islandstudies.ca/sites/vre2.upei.ca.islandstudies.ca/files/u2/ISJ-2-2-2007-Oberst-McElroy-pp163-176.pdf>
- OSTROM, E. (1990). *Governing the Commons. The Evolution of Institutions for Collective Action*. Nueva York: Oxford University Press.
- SALVAR LA TEJITA (2016). Historia Costabella - La Tejita. Retrieved from <https://youtu.be/jUdUsykC4fi>
- SÁNCHEZ, N. (2015). Impactos socioambientales del binomio turismo-construcción. *Revista Atlántida*, 6, 181-197. Retrieved from <https://www.ull.es/revistas/index.php/atlantida/article/view/1036>
- SCHMITT, T. & BLÁZQUEZ-SALOM, M. (2003). Der dritte Tourismusboom auf Mallorca (1991-2000) - zukunftsweisender Trend oder überschrittener Zenit? *Tourismus Journal*, 4, 7, 505-522.
- SMITH, N. (1996). Spaces of Vulnerability: The Space of Flows and the Politics of Scale. *Critique of Anthropology*, 16, 1, 63-77. DOI: 10.1177/0308275X9601600107
- SMITH, N. (2007). Nature as Accumulation Strategy. *Socialist Register*, 43, 16-36.
- SMITH, N. (2010). The revolutionary imperative. *Antipode*, 41, 1, 50-65. DOI: 10.1111/j.1467-8330.2009.00716.x
- URKIDI, L. (2010). A Glocal Environmental Movement against Gold Mining. *Ecological Economics*, 70, 2, 219-127. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2010.05.004
- VALDIVIELSO, J. & MORANTA, J. (2019). The social construction of the tourism degrowth

th discourse in the Balearic Islands. *Journal of Sustainable Tourism*, 27, 12, 1876–1892. DOI: 10.1080/09669582.2019.1660670

WHITTAKER, R. J. & FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. M. (2007). *Island Biogeography. Ecology, Evolution, and Conservation*. Oxford: Oxford University Press.

ENTREVISTAS

Daniel Duque Funes, presidente de la Plataforma Salvar La Tejita: 03.11.2019; realizada por Alejandro Armas-Díaz, transcrita por Elena Armas-Díaz.

Eustaquio Villalba Moreno, portavoz de ATAN: 12.11.2019; realizada por Alejandro Armas-Díaz, transcrita por Elena Armas-Díaz.

LA METROPOLIZACIÓN Y LOS CAMBIOS EN EL PAISAJE DEL TERRITORIO CÁNTABRO

METROPOLIZATION AND CHANGES IN THE LANDSCAPE OF CANTABRIA

Sara Lagüera Díaz¹

¹ Universidad de Cantabria (Departamento de Geografía, Urbanismo y Ordenación del Territorio)
saralaguera@hotmail.com ORCID 0000-0002-2512-1701

Resumen

En Cantabria desde mediados del siglo pasado y de manera más intensa a partir de las dos últimas décadas, se han llevado a cabo importantes transformaciones especialmente en torno al desarrollo socioeconómico de la comunidad. Estos cambios han desembocado en la manifestación de importantes consecuencias sobre el territorio y el paisaje cántabro. Fruto de estos nuevos procesos, especialmente sobre las zonas de mayor vulnerabilidad, como por ejemplo las zonas rurales litorales, se han generado nuevas pautas de desarrollo, variaciones e intensas transformaciones.

El paisaje, es un elemento clave en el territorio, necesario preservar y proteger, a través unos instrumentos de ordenación y gestión actualizados y adaptados a las diferentes necesidades pero que, sin embargo, en muchas ocasiones pasa desapercibido y no se le otorga el valor necesario. Poner en valor el paisaje como un elemento clave y de identidad de la sociedad es vital para su protección y gestión.

Cantabria se trata de una región eminentemente rural, donde las consecuencias de los procesos de urbanización recientes se han manifestado de una forma muy intensa, especialmente en la zona litoral más oriental de la región, denominada Marina Oriental de Cantabria. Todo ello surgido del fruto del estallido de los espacios metropolitanos tanto de la propia región como de otras colindantes y bien comunicadas con ella como es el caso de Bilbao, especialmente a partir de las dos últimas décadas del siglo XX, donde los límites administrativos no han sido obstáculo para el proceso llevado a cabo.

El objetivo de este artículo es analizar las diferentes dinámicas y procesos de crecimiento que se han dado en Cantabria, partiendo de la importancia de la ruralidad en la región, así como su manifestación directa sobre el territorio y el paisaje. Por tanto, un análisis y estudio territorial que permita entender la evolución llevada a cabo desde finales de siglo y así conocer la verdadera realidad y problemática reciente, para a la vez poder ser extendida sobre otros territorios y espacios.

Para ello se ha aplicado un estudio a través de una metodología empírica apoyada en el uso de fuentes e indicadores de diversa naturaleza con una aplicación especial sobre los espacios más afectados por el proceso de urbanización en Cantabria, con el objetivo de aplicar sobre ellos una adecuada ordenación y con ello un desarrollo y gestión sostenible.

Palabras clave: Cantabria, Marina Oriental, Paisaje, Espacios metropolitanos, Zonas litorales.

Abstract

In Cantabria since the middle of the last century and in a more intense way since the last two decades, important transformations have been carried out especially around the socio-economic development of the community. These changes have resulted in the manifestation of important consequences on the Cantabrian territory and landscape. As a result of these new processes, especially in the most vulnerable areas, such as coastal rural areas, new patterns of development, variations and intense transformations have been generated.

The landscape is a key element in the territory, which needs to be preserved and protected, through updated planning and management instruments adapted to different needs but which However, it often goes unnoticed and is not given the necessary value. Valuing the landscape as a key element and identity of society is vital for its protection and management.

Cantabria is an eminently rural region, where the consequences of recent urbanization processes have manifested themselves in a very intense way, especially in the most eastern coastal area of the region, called Marina Oriental de Cantabria. All this emerged from the fruit of the explosion of metropolitan spaces both in the region itself and in other neighboring and well-connected areas such as Bilbao, especially from the last two decades of the 20th century, where administrative boundaries have not been an obstacle to the process carried out.

The objective of this article is to analyze the different dynamics and growth processes that have occurred in Cantabria, starting from this importance of rurality in the region, as well as its direct manifestation on the territory and the landscape. Therefore, a territorial analysis and study that allows to understand the evolution carried out since the end of century and thus to know the real reality and recent problems, to at the same time be extended to other territories and spaces. To this end a study has been applied through an empirical methodology supported in the use of sources and indicators of different nature with a special application on the areas most affected by the urbanization process in Cantabria with the objective of applying on them an appropriate management and thus sustainable development and management.

Keywords: Cantabria, Oriental Marina, Landscape, Metropolitan areas, Coastal areas

1. LA DIFICULTAD A LA HORA DE DEFINIR EL CONCEPTO DE PAISAJE

Hablar de paisaje, se convierte en una tarea extremadamente compleja y difícil si atendemos a la diversidad que entraña este concepto.

Multitud de disciplinas, a lo largo del tiempo, se han ocupado y trabajado en el estudio en torno a este concepto, desarrollando, al menos, una definición propia dentro de su campo del término paisaje (Zubelzu y Allende, 2015), de ahí la dificultad de llegar a un acuerdo, entendimiento y consenso general que permita una aproximación uniforme y de escala global al concepto.

Desde que se desarrolló el concepto de paisaje, entre los siglos XVIII y XIX, este se ha convertido en un importante icono de identidad para las sociedades.

Concretamente, dentro del área de estudio de Cantabria, la diversidad de paisajes que lo caracterizan adquiere una gran importancia y valor para las sociedades que lo habitan, las cuales, creen conocer y describir a la perfección este término, debido a su gran subjetividad y relación con los hábitats, como un elemento de disfrute inagotable, que desafortunadamente no es eterno.

Se trata, por tanto, de un elemento y un concepto con infinidad de denominaciones, debido como se ha citado, a su enorme carga de subjetividad y la gran cantidad de disciplinas desde las que se estudia, las cuales, tienden a enfatizar determinados elementos del concepto.

En el campo de la Geografía, dentro del concepto de paisaje, adquiere una gran importancia la idea clásica desarrollada por Alexander von Humboldt en el siglo XIX, atribuido en muchas ocasiones como el pionero en entender el paisaje geográfico (Castillo, 2006) dentro de un determinado espacio. Este concepto, que como es lógico, ha ido modificándose y adaptándose en función de las determinadas épocas y corrientes que se iban desarrollando, y, por tanto, variando.

A pesar de ello, se trata de un concepto que ha estado siempre en discusión, incluso dentro de un mismo campo, como es en este caso el de la Geografía.

Un hito importante en el desarrollo de este concepto fue con el Convenio Europeo del Paisaje, firmado en la ciudad de Florencia en el año 2000, donde se define paisaje como “cualquier parte del territorio tal como la percibe la población, cuyo carácter sea el resultado de la acción y la interacción de factores naturales y/o humanos” (Convenio Europeo del Paisaje, 2000, p. 2).

Este concepto será aplicable a “áreas naturales, rurales, urbanas y periurbanas. Comprenderá asimismo las zonas terrestres, marítima y las aguas interiores. Se refiere tanto a los paisajes que puedan considerarse excepcionales como a los paisajes cotidianos o degradados” (Convenio Europeo del Paisaje, 2000, p. 2-3), con el objetivo de “promover la protección, gestión y ordenación de los paisajes, así como organizar la cooperación europea en ese campo” (Convenio Europeo del Paisaje, 2000, p. 3).

2. EL PAISAJE Y SU NORMATIVA DENTRO DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DE CANTABRIA

En el caso de Cantabria, al igual que en la mayoría de los territorios de nuestro país, el paisaje ha sufrido grandes cambios y transformaciones, las cuales, en muchas ocasiones, no han sido deseadas o buscadas, sino que han sido fruto de prácticas inadecuadas y ausencia de un planeamiento firme y restrictivo, que permita su clasificación, catalogación, preservación y puesta en valor.

Todo ello plantea la necesidad de una gestión y una ordenación sostenible del paisaje, la cual se ve reflejada en las diferentes leyes que se establecen sobre el territorio cántabro y de las que se hablará más adelante, como la Ley 2/2001 de Ordenación del Territorio y Régimen Urbanístico del Suelo de Cantabria (en adelante LOTRUSCA), también en otras leyes como el Plan de Ordenación del Litoral (en adelante POL), las Normas Urbanísticas Regionales (en adelante NUR) o la propia Ley del Suelo de Cantabria, aprobada en 2014 con el objetivo de establecer políticas, planes y proyectos sobre el paisaje de Cantabria con el fin de protegerlo y gestionarlo de forma adecuada y sostenible.

Sin embargo, como se verá, estas leyes muchas veces han priorizado aspectos y beneficios económicos antes que la preservación y puesta en valor del paisaje.

Son leyes que, además, como el caso del POL se han aprobado tarde, cuando el proceso de urbanización había alcanzado su mayor intensidad en la región, por lo que la preservación y valoración del paisaje ha sido bastante desigual dentro del conjunto de la región.

Esta aparición del paisaje dentro de la legislación de la comunidad, avala, por tanto, su importancia, con una gran diversidad, sujeto además a gran cantidad de percepciones y definiciones, fundamentadas por varios tipos de elementos y procesos, como las infraestructuras, las condiciones ambientales, las dinámicas, los sistemas económicos, las escalas..., con diferentes escenarios, unidades y expresiones, cuya combinación marca los rasgos que caracterizan el paisaje, en este caso, de Cantabria (García, 2003).

Este paisaje es además un elemento en continuo y perpetuo cambio y movimiento, adquiriendo un equilibrio entre las herencias y actuaciones pasadas, así como los planteamientos de previsiones futuras, con ritmos de evolución diferentes atendiendo al momento y al espacio en que se han desarrollado.

En Cantabria, estos paisajes, son muy diversos y variados, condicionados en gran medida por las formas del relieve, la orografía, el grado de desarrollo urbano, las dinámicas socioeconómicas..., así como con las diversas tendencias y evoluciones llevadas a cabo a lo largo del tiempo, que deben ser analizadas y puestas en valor para conocer en profundidad el ámbito territorial ante el que nos encontramos.

Además, es importante también tener en cuenta el proceso de urbanización que ha actuado de manera y forma bastante intensa y reciente sobre Cantabria, especialmente en el área costera más oriental, la Marina Oriental, desde finales del siglo pasado y comienzos del actual, debido a la proximidad de esta zona a grandes aglomeraciones urbanas tanto de la propia región como de otras colindantes y bien comunicadas como el caso de Bilbao, que han hecho que poco a poco se pierda esa esencia, paisajes y carácter rural de esta zona de Cantabria.

Se ha pasado de una presencia casi absoluta del paisaje agrario, a favor de un paisaje más artificializado y de carácter residencial, especialmente vinculados a la vivienda secundaria y con ello a población vinculada, haciendo del paisaje un claro resultado del largo y extenso proceso de cambios socioeconómicos y urbanísticos que sobre esta zona de Cantabria en especial, han tenido lugar.

Por tanto, un paisaje que nace y ha estado muy relacionado con la metropolización sobre este espacio concreto de la Marina Oriental de Cantabria, quizá la zona más representativa en cuanto a los cambios acontecidos en la región.

El resto del territorio, aunque igualmente con grandes cambios a lo largo del tiempo en su paisaje, ha sabido preservar más sus valores y señas de identidad, no sucumbiendo en estos últimos años a fuertes procesos de cambio en este sentido.

Esta área, a pesar de sus transformaciones, presenta unos rasgos muy bien definidos con un medio natural de una orografía, en general, de escasa altitud, salvo algunas elevaciones, muy características debido a proximidad a la costa (Monte Buciero en Santoña, 376 metros o Peña Cabarga, en Medio Cudeyo, 569 metros), unas formas del relieve bastante suavizadas y poco abruptas y un perfil en general bastante

regular, aspectos todos ellos, que han favorecido a la intensificación del proceso de urbanización y el asentamiento poblacional de las últimas décadas.

Figura 1. Elevación del Monte Buciero (376 metros), en Santoña (Cantabria)



Fuente: S. Lagüera, archivo personal.

Figura 2. Al fondo, Macizo de Peña Cabarga (569 metros), en Medio Cudeyo (Cantabria)



Fuente: S. Lagüera, archivo personal.

Estos cambios en el paisaje, ligados especialmente al desarrollo socioeconómico, urbanístico, y con ello al crecimiento metropolitano sobre el área de la Marina Oriental de Cantabria, se ven especialmente evidenciados a partir de las últimas décadas del siglo XX, determinando y modificando altamente estos espacios, de gran herencia y tradición rural, cuya principal impulsora del proceso fue, a comienzos de la década de los años noventa del siglo pasado, la apertura de la autovía del Cantábrico.

Esta vía de comunicación permitía una conexión rápida y eficaz, que hizo incrementarse enormemente la movilidad y con ello la metropolización sobre los espacios por los que discurría y especialmente sobre Cantabria, en el área más oriental, desde donde se extendía el crecimiento metropolitano de Bilbao.

Esto fue posible debido a la cercanía entre ambos espacios que brindaba la infraestructura viaria citada, el menor precio del suelo en Cantabria en relación con Bilbao y, por ende, de la vivienda, así como los valores naturales de la región cántabra, en especial las playas, que hicieron que su parte más oriental se convirtiese poco a poco, en una extensión metropolitana de la gran urbe bilbaína, con núcleos, como el caso de Castro Urdiales, integrados completamente y de manera funcional, en este espacio metropolitano de Bilbao (Delgado, 2011;2018).

Por tanto, podemos decir sin llegar a equivocarnos, que la apertura de la autovía ha sido la impulsora de la acentuación del proceso de urbanización sobre Cantabria y, en consecuencia, una de las causantes de los cambios en el paisaje, que amenazan, en determinados sectores, con la pérdida por completo su carácter y valor.

3. EL INTENSO PROCESO DE URBANIZACION Y SU CONSECUENCIA SOBRE EL PAISAJE

Como se ha citado, los procesos de urbanización y sus consecuencias directas sobre el territorio y sobre el paisaje, han sido un campo de trabajo que despierta gran interés desde el punto de vista de la Geografía y sus expertos, los geógrafos, más si cabe en el conjunto del territorio español y en el caso cántabro, que ha visto como este proceso ha cambiado notablemente la imagen y la estructura de los espacios y los paisajes que, hasta entonces, como se ha comentado, se conocían.

A lo largo de los siglos la población ha seguido una tendencia bastante marcada, tendiendo a concentrarse y situarse en las ciudades, donde se agrupaban las mayores oportunidades laborales y de vivienda, las cuales iban creciendo cada vez más en tamaño y volumen poblacional.

De ahí que el proceso de urbanización se pueda definir, en términos generales, como la concentración de la población en determinados espacios, primeramente, en ciudades y su entorno más próximo, las cuales se han ido modificando y adaptando a las circunstancias y necesidades de cada momento, y posteriormente en lugares más alejados, donde las oportunidades de vivienda eran más ventajosas, aunque la dependencia del vehículo privado fuese mayor. Es aquí donde juega un importante papel el crecimiento metropolitano, como el citado caso del sector más oriental de Cantabria a raíz del crecimiento de la ciudad y el entorno de Bilbao.

Este proceso de urbanización, aunque lleva dándose desde hace más de un siglo, su intensificación se ha manifestado intensamente en los últimos años en el caso

cántabro, así como sus consecuencias directas sobre el paisaje, siendo los focos de interés principal por parte de este estudio.

En Cantabria, en especial en el área anteriormente citado de la Marina Oriental, al igual que sucede en otros muchos lugares del litoral español, como por ejemplo el caso del litoral mediterráneo o el andaluz, la intensificación de los procesos de urbanización han venido dándose de manera reciente, en las últimas décadas, orientados principalmente al turismo, pero también con matices ligados al residencialismo, consolidando un auténtico proceso de metropolización, en este caso, derivado de la gran urbe de Bilbao.

Sobre este territorio de Cantabria, mucha población, especialmente de origen vasco, ha apostado por la compra de viviendas en un destino como este, de sol y playa, a modo de inversión, como vivienda de tipo secundario, para pasar largas temporadas estivales y vacacionales, impulsado por los factores que hemos visto anteriormente ligados a la cercanía y conectividad entre ambos territorios, el menor precio del suelo y la vivienda, así como la cercanía a playas, principal recurso y atractivo turístico de esta área.

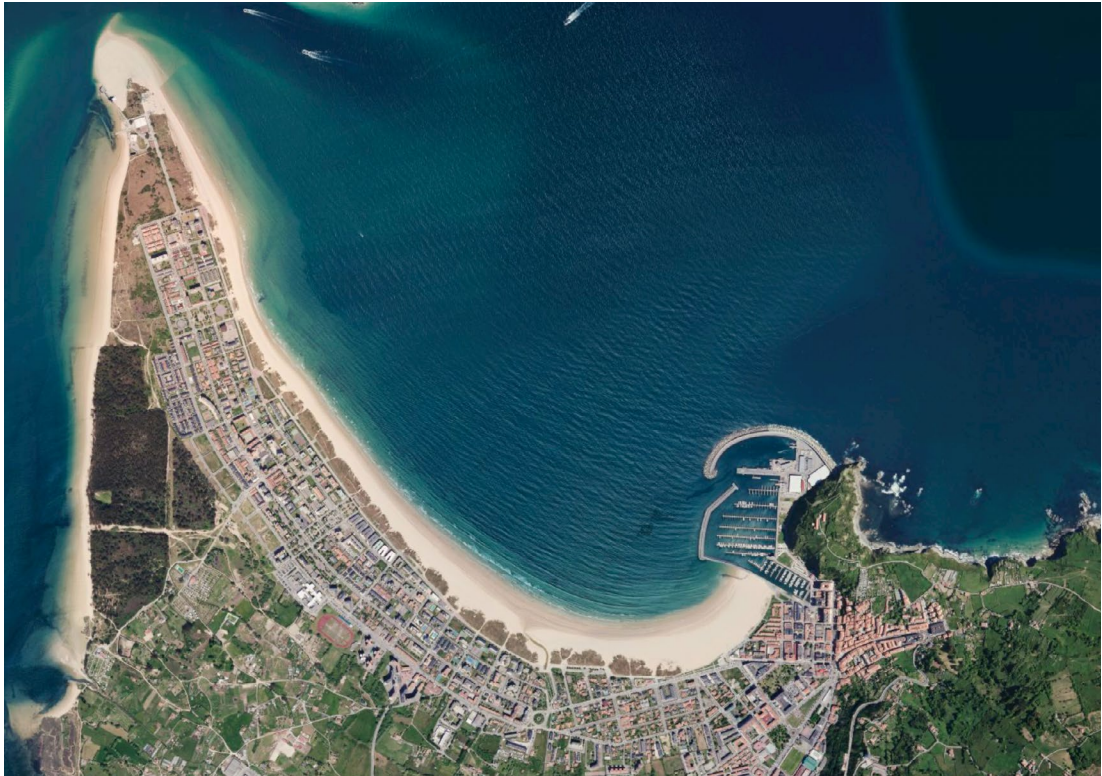
Es, por tanto, el crecimiento metropolitano de Bilbao, el que ha favorecido e incrementado enormemente la construcción de viviendas sobre territorios cercanos, favorecido por la anteriormente citada autovía del cantábrico, entre los que se encuentra y destaca Cantabria (Burriel, 2008) aunque también ha influido en otras provincias también vascas, como Guipúzcoa o Álava, de Castilla y León como Burgos, al igual que con Navarra o La Rioja, e incluso zonas del sur de Francia, por tanto, un crecimiento metropolitano el de Bilbao, que ha sabido atravesar amplios límites y fronteras.

Esto se ve reflejado, en el caso de Cantabria, como se ha dicho, en la parte más oriental, donde se encuentra la mayor concentración de población de la región, de hecho, más del 60% de la población vive en este sector entre el arco sur de la bahía de Santander y el límite con Vizcaya. También es evidente en el caso de la población vinculada, con municipios, como el caso de Noja que supera el 1 000% de tasa de vinculación de la población en cuanto a vivienda secundaria, así como en el número de viviendas, siguiendo con el caso de este municipio, cuyas cifras de viviendas totales se encuentran en algo menos de 12 000, de las cuales, más de 10 000 son viviendas de tipo secundario, atribuyendo a este municipio como caso “modélico”, no solo de la región, sino del conjunto español en ranquin de vivienda secundaria (Lagüera, 2019), avalando, por tanto, esta importancia del crecimiento metropolitano sobre este espacio

En algunos de estos territorios, a pesar del fuerte proceso de urbanización experimentado, se ha sabido mantener y preservar el paisaje, pero en otros se alcanzan a ver ejemplos más próximos a lo que podría ser del Mediterráneo y no la “verde” Cantabria, como el caso concreto de Laredo.

En esta villa, en la zona de la playa de “La Salvé” o “El Puntal”, existen bloques de edificios que superan las diez alturas, a pie de playa, cuando lo extendido en la región cántabra no supera, en la mayoría de los casos, las cinco alturas, generando un paisaje que verdaderamente llama la atención y se sale totalmente de la imagen habitual a la que estamos acostumbrados.

Figura 3. Vista aérea de la villa y playa de Laredo (Cantabria).



Fuente: Visor Google Maps

Figura 4. Bloques de pisos a pie de playa en Laredo (Cantabria).



Fuente: S. Lagüera, archivo personal.

De hecho, a nivel de desarrollo urbano y también poblacional, esta región se caracteriza por ser un territorio con bastantes desequilibrios que han marcado su desarrollo, afectado por diversas actividades a lo largo de la historia, que aún perviven, fruto de la acción y el trabajo del hombre.

Ello queda aún más evidenciado en una región, como es Cantabria, tan pequeña en extensión y que a la vez está tan condicionada por el crecimiento metropolitano, tanto de las grandes áreas urbanas de la propia región, como la capital, Santander, o la ciudad de Torrelavega, así como de la gran urbe de Bilbao, que han alterado y modificado en gran medida su paisaje y territorio.

Esto parece bastante extraño, además, en una provincia, que ha sentado las bases de su promoción turística e imagen, en la puesta en valor de los aspectos naturales, playas y en el “verde” y preservado paisaje, como seña de identidad.

Sin embargo, lo que vemos en gran parte de su territorio y paisaje, es un espacio muy urbanizado y alterado por la acción humana, que ha rellenado con hormigón en forma de edificios, espacios muy cercanos a la costa, de grandes alturas y proporciones, dentro, en muchas ocasiones de espacios naturales protegidos, sin atender al valor del paisaje ni a las figuras de ordenación vigentes, simplemente para la mayor rentabilidad y beneficio económico.

4. CONCLUSIONES: AUSENCIA DE PLANEAMIENTO ADECUADO Y ACTUALIZADO EN MATERIA DE PAISAJE

La existencia de unas figuras de ordenación y gestión adecuadas y actualizadas es de vital importancia en la protección de los paisajes de todos los territorios y especialmente para Cantabria, espacio altamente vulnerable, debido a su marcada herencia rural de la que se ha hablado, que ha visto modificadas enormemente sus características en los últimos años debido a la intensificación del proceso de urbanización que sobre la región se ha desarrollado.

Las competencias en materia de ordenación del territorio y urbanismo corresponden y son parte de las comunidades autónomas en el caso español, dentro de las que se inserta todo lo relacionado con los paisajes, encargadas de elaborar leyes y normas, estableciendo un marco jurídico legal en el área territorial de aplicación.

Esta escala de actuación es, si duda, la más adecuada para la aplicación de medidas en este sentido, ya que, en la escala nacional, la aplicación de medidas perdería la esencia y particularidades que posee cada territorio y por tanto la ley acabaría siendo enormemente desigual y poco justa.

En este caso, es la comunidad autónoma, la que tiene la competencia de elaborar leyes y normas de aplicación directa sobre su territorio, estableciendo las herramientas adecuadas en materia de ordenación del territorio y planeamiento, además de tener el poder de modificarlas, adaptarlas o derogarlas en función de su desarrollo y evolución.

La primera ley vigente en Cantabria en torno a estos aspectos fue la Ley de Ordenación del Territorio de Cantabria, publicada en el año 1900, en vigor hasta comienzos del siglo XXI, por tanto, un periodo de tiempo suficientemente largo que hizo, que, bajo ella, tuvieran lugar gran cantidad de actuaciones y cambios de la región.

A comienzos del nuevo siglo, se vio la necesidad de elaboración de una nueva normativa, adaptada y actualizada a los nuevos tiempos, la cual vio la luz a través de la Ley 2/2001, la citada LOTRUSCA, derogando la ley vigente anterior del suelo de Cantabria.

El principal objetivo de esta ley y el fin con el que se desarrolló fue intentar dar soluciones a los problemas concretos existentes sobre el suelo de la región, la cual se articulaba bajo tres cuestiones básicas como eran el planeamiento, la ejecución y el control (Delgado 2010).

La LOTRUSCA, por tanto, paso a ser la figura de ordenación principal de la región, la cual se ejecutaba y tenía competencias sobre todo el territorio regional y se apoyaba en figuras de ordenación de inferior escala, las cuales se desarrollaban en diferentes ámbitos y actuaciones.

Dentro del área anteriormente citado sobre el que ha actuado en gran medida el proceso de urbanización, la Marina Oriental, destaca la figura del POL, aprobado en el año 2004.

Podemos catalogar a este plan, sin miedo a equivocaciones, como el instrumento de mayor importancia en cuanto a gestión y ordenación del territorio y el paisaje sobre el área costera de la región.

Es, por tanto, a partir de esta fecha, cuando Cantabria centra su política territorial en un espacio tan importante como es el litoral, cuya gestión se desarrolla en torno al marco de la Ley de Costas española de 1988.

Es precisamente sobre este espacio de aplicación del POL donde se sitúan los elementos de mayor valor natural y ecológico de la región, destacando las zonas de dunas, estuarios y rías, playas..., por tanto, los paisajes más vulnerables y también los de más valor ambiental que son más necesarios de proteger.

Sin embargo, los procesos de expansión urbanística tan intensos que se ha desarrollado en Cantabria, de forma desmedida, se han dado en la mayoría de los casos bajo situaciones inapropiadas y poco correctas, especialmente por las figuras de ordenación del territorio a nivel municipal, las cuales, en la mayoría de los casos están poco actualizadas y obsoletas, así como la tardanza en la aprobación del POL.

Este último, aunque se trate de un plan muy correcto y completo en cuanto a su contenido, se aprobó tarde en una región que se vio afectada por la expansión de los procesos urbanos, especialmente a finales del siglo XX y comienzos del XXI y en 2004, cuando el plan se aprobó, estos procesos estaban muy avanzados y consolidados sobre determinados territorios, especialmente el área de la Marina Oriental.

En esta zona de influencia del POL, además de su anteriormente citado valor natural y ecológico, reside la mayor cantidad de población de la región, con un elevado desarrollo en torno a la industria. Cuenta además con ecosistemas que vienen alterándose desde hace décadas por el uso ganadero, un fuerte desarrollo turístico y urbanístico acrecentado en las últimas décadas, con una gran riqueza de sus espacios. Posee también espacios de elevado interés natural y ambiental, además de una elevada potencialidad económica (Memoria POL, 2002).

Todo ello ha enfrentado a diversos colectivos y ha tenido consecuencias directas sobre el territorio.

Los conflictos se han desarrollado principalmente contra organismos ecologistas, los cuales han protestado mucho ante determinadas situaciones urbanísti-

cas de la región, principalmente sobre el área de influencia del POL, y por tanto, el área costera.

Este plan ha traído además consecuencias indirectas sobre el territorio. Y es que las enormes protestas unidas a las restricciones propias del plan han derivado en el traslado de la urbanización desde las zonas afectadas por el POL hacia otras más inmediatas, donde existía mayor permisividad, lo que genera un impacto indirecto sobre el territorio y el paisaje, con presión edificatoria que se traslada hacia otras zonas.

Todo ello ha derivado en ordenes de derribo y viviendas ilegales sobre espacios de la región, situaciones bastante polémicas y con numerosos agentes implicados.

Por tanto, salvo contados casos, los planes aprobados se encuentran muy obsoletos en el tiempo, no cubren las escalas necesarias o han sido tardíos para solventar determinadas situaciones, lo que es más preocupante si cabe, en un territorio tan afectado por la intensificación de los procesos de urbanización y la metropolización, como es Cantabria.

En este caso, han tenido que pasar los años de mayor intensidad del proceso de urbanización para que se plantee la opción de modificar la Ley del Suelo de la región, la cual se encuentra en estos momentos en proceso de aprobación, denominada como Ley de Ordenación del Territorio y Urbanismo de Cantabria (LOTUCA).

El principal objetivo es la regulación del suelo, dividiéndose los núcleos de la región en urbanos y rurales. Mientras que los urbanos podrán crecer sobre sus suelos urbanizables, los rurales podrán crecer bajo viviendas unifamiliares adaptadas al medio sobre el que se desarrollan.

Nuevamente antes esta situación, han sido varios los organismos ecologistas que han protestado ante ello, alegando que esta ley pretende volver a permitir un crecimiento urbanístico desmesurado, especialmente en torno a espacios litorales y rurales de la región.

Además de las figuras y planes de ordenación del territorio, Cantabria cuenta con espacios de protección debido a su especial naturaleza, como son los espacios naturales protegidos que son, aún más si cabe, necesarios de proteger y poner en valor, como paisajes especiales para la región.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APONTE GARCÍA, G. (2003). Paisaje e identidad cultural. *Tabula Rasa*, (1), 153-164. Recuperado a partir de <https://revistas.unicolmayor.edu.co/index.php/tabularasa/article/view/1687>
- BURRIEL DE ORUETA, EUGENIO L. «LA “DÉCADA PRODIGIOSA DEL URBANISMO ESPAÑOL». *SCRIPTA NOVA: REVISTA ELECTRÓNICA DE GEOGRAFÍA Y CIENCIAS SOCIALES*, 2008, VOL. 12, [HT-TPS://WWW.RACO.CAT/INDEX.PHP/SCRIPTANOVA/ARTICLE/VIEW/115462](https://www.raco.cat/index.php/Scriptanova/article/view/115462)
- CASTILLO POVEDA M. (2017). Contextualización histórica del concepto de paisaje, sus implicaciones filosóficas y científicas. *Revista De Filosofía De La Universidad De Costa Rica*, 55(143). Recuperado de <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/filosofia/article/view/28302>
- DELGADO VIÑAS C. (2010). La ordenación territorial en Cantabria: normas, planes, proyectos y realidades. *Cuadernos Geográficos*, 47, 453-491. <https://doi.org/10.30827/cuadgeo.v47i0.616>

- DELGADO VIÑAS, C. (2012). Castro Urdiales (Cantabria), de «villa marinera» a ciudad de servicios. La transformación urbanística de una «ciudad de frontera». *Ería*, (86), 237-270. Recuperado a partir de <https://reunido.uniovi.es/index.php/RCG/article/view/9648>
- DELGADO VIÑAS, C. (2018). Los procesos de metropolitanización dispersa: Castro Urdiales (Cantabria) en la región urbana de Bilbao. *Boletín De La Asociación De Geógrafos Españoles*, (78), 474-517. <https://doi.org/10.21138/bage.2721>
- LAGÜERA DÍAZ, S. (2019). Los procesos de urbanización en las áreas litorales de Cantabria. *Crisis y espacios de oportunidad: retos para la Geografía: Libro de Actas, 2019*, ISBN 978-84-947787-2-8, págs. 716-736. *Congreso de Geógrafos Españoles* (2019, Valencia)
- ZUBELZU MÍNGUEZ, S., & ALLENDE ÁLVAREZ, F. (2015). El concepto de paisaje y sus elementos constituyentes: requisitos para la adecuada gestión del recurso y adaptación de los instrumentos legales en España. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 24(1), 29-42. <https://doi.org/10.15446/rcdg.v24n1.41369>
- MEMORIA POL (PLAN DE ORDENACIÓN DEL LITORAL): <https://www.territoriodecantabria.es/ordenacion-del-territorio/pol/memoria-de-ordenacion-organizacion-del-territorio-y-metodologia>
- CONVENIO EUROPEO DEL PAISAJE: HTTPS://WWW.MAPA.GOB.ES/ES/DESARROLLO-RURAL/PLANES-Y-ESTRATEGIAS/DESARROLLO-TERRITORIAL/090471228005D489_TCM30-421583.PDF

ENFOQUE SOCIO-ECOLÓGICO PARA DELIMITAR LAS ZONAS COSTERAS Y MARINAS DE ANDALUCÍA

María de Andrés García¹

¹ Departamento de Historia, Geografía y Filosofía, Universidad de Cádiz, 1maria.deandres@uca.es, 0000-0002-0658-9421

Juan Manuel Barragán Muñoz²

² juan.barragan@uca.es, 0000-0003-3592-0117

Javier García Sanabria³

³ javier.sanabria@uca.es, 0000-0003-1937-2800

Javier García Onetti⁴

⁴ javier.onetti@uca.es, 0000-0002-3798-8249

Resumen

El litoral de Andalucía presenta unas características sociales y económicas de gran relevancia. Es un territorio escaso, con una tendencia demográfica creciente. Las actividades humanas que se realizan en esta región geográfica inducen a pensar que la gestión de la costa y el litoral se deba interpretar como un único sistema socio-ecológico. Los fundamentos de entender la realidad como un sistema socio-ecológico se basan en la interacción de procesos ecológicos y sociales, donde es necesaria una gestión adaptativa para garantizar el bienestar humano.

La presente comunicación avanza una delimitación del Sistema Socio-ecológico Litoral de Andalucía (SSL-A). Para ello, se realiza una delimitación conceptual y cartográfica del ámbito de estudio, y se identifican y estudian tanto los servicios que ofrecen los ecosistemas costeros y marinos como las áreas urbanas y actividades humanas asociadas al litoral. De esta forma, se obtiene un análisis en detalle tanto del ámbito socio-económico como geográfico-ecológico.

Los resultados muestran una delimitación del litoral andaluz en cinco unidades geográficas, agrupadas en dos grandes ámbitos. El primero de ellos, es la “costa” que es la primera franja de interacción y, por tanto, de gestión. En ella se encuentran las Aguas Costeras, el Espacio Intermareal y el Borde Costero. Sin embargo, en los procesos de gestión no es suficiente con centrar el ámbito de trabajo en la “costa”, definiéndose la “zona costera” en su sentido más amplio. Esta zona costera presenta dos unidades geográficas: las aguas litorales y las tierras litorales.

Palabras clave: zona costera, enfoque socio-ecológico, límites, geografía costera

Abstract

Andalusia's coastline has some very important social and economic characteristics. It is a sparse territory, with a growing demographic trend. The human activities carried out in this geographical region lead us to think that the management of the coast and the coastline should be interpreted as a single socio-ecological system. The funda-

mentals of understanding reality as a socio-ecological system are based on the interaction of ecological and social processes, where adaptive management is necessary to ensure human well-being.

This paper advances a delimitation of the Andalusian Coastal Socio-ecological System (SSL-A). To this end, a conceptual and cartographic delimitation of the study area is carried out, and both the services provided by coastal and marine ecosystems and the urban areas and human activities associated with the coast are identified and studied. In this way, a detailed analysis of both the socio-economic and geographic-ecological spheres is obtained.

The results show a delimitation of the Andalusian coastline into five geographical units, grouped into two large areas. The first of these is the “coast”, which is the first area of interaction and, therefore, of management. It includes the Coastal Waters, the Intertidal Area and the Shoreland. However, in management processes it is not sufficient to focus the scope of work on the “coast”, and the “coastal zone” is defined in its broadest sense. This coastal zone has two geographical units: Coastal Waters and Coastal Land.

Keywords: coastal zone, socio-ecological approach, boundaries, coastal geography, coastal zone, coastal geography

1. INTRODUCCIÓN Y JUSTIFICACIÓN

1.1. Los límites de las zonas costeras y marinas

Las zonas costeras y marinas suponen uno de los espacios más relevantes a escala global para abordar procesos de gestión y conservación (Agardy et al., 2015). En primer lugar, esto se debe a las interacciones que caracterizan al área de intercambio entre la tierra y el mar (Barragan, 2014). En segundo lugar, es la zona donde se localizan los principales asentamientos de población (Barragán & de Andrés, 2015).

Sin embargo, el espacio que suponen las zonas costeras y marinas no está delimitado de forma generalizada (Barragán & Andrés, 2016). Esto lleva a que según el enfoque o la finalidad que se persiga, los países adopten unos criterios u otros para delimitar las zonas costeras y marinas (Lins-de-barros & Batista, 2020).

En España no existe una delimitación de la zona costera y marina en sentido formal. Únicamente cuenta con límites para la gestión de los primeros metros desde la línea de costa. Dicha delimitación se regula a partir de la Ley de Costas (BOE-A-1988-18762) y su modificación con la Ley de Protección y Uso Sostenible del Litoral (BOE-A-2013-5670). En ellas se establecen tres espacios geográficos que suponen la definición de la costa en el país: el Dominio Público Marítimo Terrestre (DPMT), la Zona de Servidumbre de Protección (ZSP) y la Zona de Influencia.

1.2. Los sistemas socio-ecológicos

Los fundamentos para entender la realidad como un sistema socio-ecológico han sido estudiados y desarrollados por diferentes autores (Berkes, Folke, 1998; Cum-

ming, 2011; Norberg & Cumming, 2008; Ostrom, 2009). Estos se basan en la interacción de procesos ecológicos y sociales, donde es necesaria una gestión adaptativa para garantizar el bienestar humano (Cumming, 2011; Norberg & Cumming, 2008). De esta forma, cuando se integra el concepto del ser humano en la naturaleza, se atiende al término de sistemas socio-ecológicos (Berkes, Folke, 1998).

Según Ostrom (2009), los sistemas socio-ecológicos se componen de múltiples subsistemas y variables organizados en diferentes niveles. En este sentido, el estudiar los problemas desde un sistema socio-ecológico implica abordar un campo más amplio que el de la ecología o la sociología de manera independiente, para entender la realidad en su conjunto. En este sentido, Ostrom indica que en un sistema socio-ecológico se pueden encontrar diferentes subsistemas: sistemas fuente (como un espacio natural protegido), unidades fuente (árboles, plantas, etc.), sistemas de gobernanza y los usuarios (Figura 2). El conjunto de los diferentes subsistemas y sus interacciones, originarían un sistema socio-ecológico.

La complejidad de los cambios y los problemas que ocurren en el medio ambiente han llevado a la necesidad de entender las relaciones que ocurren entre el ámbito social y el ecológico. El entender la ecología desde esta perspectiva más amplia supone incluir el concepto de resiliencia, entendido como la capacidad del sistema para absorber las perturbaciones mientras se mantiene la misma población o las mismas variables externas (Cote & Nightingale, 2012). Desde esta perspectiva, abordar los problemas ambientales con un enfoque de sistema socio-ecológico supone incluir la variable social y la gobernanza en el proceso (Young et al., 2006)

Otras definiciones de sistemas socio-ecológicos se fundamentan en diferenciar los dos subsistemas que en cuestión (social y ecológico). Tal es el caso de Anderies, Janssen y Ostrom (2004) que definen el subsistema ecológico relacionado intrínsecamente con uno o más subsistemas sociales. En este sentido, ambos subsistemas podrían ser definidos y estudiados de forma independiente. Sin embargo, las interacciones del subsistema social sobre el ecológico, así como los cambios que se producen en el subsistema natural como consecuencia de las perturbaciones sociales, conllevan la necesidad de abordar el sistema socio-ecológico en conjunto.

Un concepto más amplio de sistema socio-ecológico es aquel que parte de la ecología hacia la economía ecológica (Costanza & Patten, 1995), donde el sistema económico, entendido como el capital humano, forma parte del sistema ecológico. De esta forma se conceptualizan los problemas ambientales desde una perspectiva del capital natural. A este concepto, algunos autores añaden el capital cultural para referirse a aquellos factores de la sociedad que afectan al medio natural (Berkes et al., 2003). La relación entre los diferentes factores supone una evolución del concepto de la economía ecológica hacia el de sistemas socio-ecológicos.

De forma general, se observa que existen algunas áreas sobre las que se aplica el concepto de sistema socio-ecológico más rápidamente que en otras. En este sentido, las áreas litorales suponen un ámbito de relevancia para el desarrollo de estudios con enfoque socio-ecológico, principalmente por la intensa interacción entre el ser humano y el medio natural que ocurre en estas áreas. Tal es el caso del sistema socio-ecológico definido en el Parque Natural de Doñana (España),

que considera el área declarada como Parque Nacional, así como los alrededores que desde una perspectiva ecológica, social y económica influyen sobre el Parque (Iglesias et al., 2017). El sistema socio-ecológico definido incluye los ecosistemas protegidos, así como áreas agrícolas y asentamientos de población que inciden sobre el espacio natural. Estos estudios se observan en otros litorales del mundo, como es el caso del Phu My, un humedal protegido en el Delta de Mekong (Vietnam) (Huu et al., 2017). Esta área que forma parte de la Reserva de la Biosfera de Kien Giang, se encuentra altamente alterada por el desarrollo agrícola, por tanto, el sistema socio-ecológico definido supone un estudio de las interacciones entre la agricultura, su economía y políticas, y la conservación del ecosistema natural.

1.3. Objetivo

Los límites de las zonas costeras no están consensuados de forma generalizada. Además, las aportaciones realizadas desde la teoría de los sistemas socio-ecológicos en la que se conecta la realidad geo-ecológica y socio-económica del espacio, permite avanzar hacia el desarrollo de unos límites del litoral basados en un enfoque socio-ecológico. Con ello, la investigación desarrollada en el informe pretende, por una parte, establecer criterios socio-ecológicos para delimitar las zonas costeras y marinas de Andalucía. Por otra parte, se propone avanzar en los límites del litoral de Andalucía desde el enfoque socio-ecológico.

1.4. El área de estudio

La investigación se desarrolla en el litoral de Andalucía. La región de Andalucía es una Comunidad Autónoma situada en el sur de España. Tiene una superficie de 87.482 km² (Benito Arranz & de la Vega Benayas, 2003) y una línea de costa de 916 km (Ojeda Zújar et al., 2013) la línea de costa constituye un elemento fundamental en los procesos de análisis, gestión y planificación de la zona costera, si bien su levantamiento a escalas de detalle y su posterior utilización requiere de una precisa delimitación geométrica y del establecimiento de criterios rigurosos para su definición. Éstos últimos deben ser seleccionados con una clara intencionalidad aplicada de acuerdo a su uso posterior. En este sentido, el uso de los Sistemas de Información Geográfica, las bases de datos espaciales y un adecuado modelo de datos, resultan elementos clave para el levantamiento de líneas de costa, así como para los análisis posteriores realizados sobre ellas. En este trabajo se presenta, en primer lugar, la metodología utilizada para la definición geométrica de la línea de costa en Andalucía a una escala detallada (1:2.500. La costa de Andalucía presenta dos sectores bien diferenciados: la costa atlántica (desde Huelva hasta el Estrecho de Gibraltar) y la costa mediterránea (desde el Estrecho de Gibraltar hasta Almería) (Figura 2)

Figura 2. Ámbito de estudio

La costa atlántica andaluza tiene un relieve prácticamente plano, correspondiente a un ámbito sedimentario, con una plataforma continental extensa y de pendiente suave. Posee algunos estuarios que aportan agua dulce a la costa, entre los que destacan el Guadiana y el Guadalquivir por su extensión. La costa mediterránea se encuentra próxima a la cordillera Bética, dando lugar a playas estrechas y un relieve mayoritario en formas de acantilados, como corresponde a una orografía montañosa (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, 2015).

En lo referente a la población, España presenta un modelo de asentamiento sobre las zonas costeras. El 56% de la población se encuentra en la zona costera, y el 28% de la población lo hace en núcleos urbanos sobre la línea de costa (de Andrés et al., 2017). Concretamente en Andalucía, la zona costera supone el espacio con mayores índices de crecimiento poblacional y, en consecuencia, es donde se originan las mayores densidades de población. El proceso de urbanización en Andalucía ha multiplicado varios centenares de veces el suelo urbano en las zonas costeras, provocando importantes impactos sobre el paisaje, los ecosistemas y sus servicios (IECA, 2011). Ejemplo de ello se observa en la Bahía de Cádiz, situada en el sector suroccidental de Andalucía, que supone un área metropolitana urbana a partir del crecimiento de las ciudades situadas en los límites de un Espacio Natural Protegido. Esto ha llevado a la fragmentación pérdida de servicios de los ecosistemas costeros y marinos característicos del intermareal de la bahía (de Andrés, Barragán, & García Sanabria, 2018) a metropolitan area in the south of Spain, is a study case in which the urban coastal occupation is clearly reflected, with the consequent loss of certain services that the ecosystems offer to the population. The research analyses urban changes in land uses and their impacts for Integrated Coastal Zone Management (ICZM).

Las características geográfico-ecológicas y socio-económicas de la zona costera de Andalucía, suponen el punto de partida de la presente investigación. Con ello, los

límites socio-ecológicos desarrollados pueden servir de apoyo a la delimitación administrativa actual, facilitando así los procesos de gestión sobre las zonas costeras y marinas, con un enfoque ecosistémico.

2. METODOLOGÍA

La metodología desarrollada en la presente investigación se realiza en cuatro grandes pasos:

- A.** Estudiar los criterios utilizados en otros países para delimitar las zonas costeras y marinas

Los criterios usados para establecer los límites de las zonas costeras y marinas se pueden agrupar en cinco categorías (Batista, 2017):

- Criterios arbitrarios
- Criterios físico-naturales
- Criterios económicos
- Criterios jurídico-administrativos
- Criterios biológicos

Los cuatro primeros ya se establecieron en Estados Unidos en 1972, en el “Coastal Zone Management Act” (Federal Law, 2006). Por su parte, el criterio biológico fue apuntado por Kay y Alder a final de siglo XX (Kay & Alder, 1999). El estudio de los límites utilizados en diferentes países y a partir de distintas investigaciones, pretende sentar las bases de los criterios socio-ecológicos a desarrollar.

Para la obtención de estudios que establezcan criterios para delimitar las zonas costeras se realizó una búsqueda bibliográfica de artículos científicos en las principales bases de datos, Web of Science y Scopus. Para ello, se incluyeron las siguientes palabras clave: “coastal zone delimitation”, “coastal zone definition”, “coastal delimitation”, “coastal area limits” y “delimitation estuary”. Una vez obtenido el total de artículos, se realizó un primer filtro para comprobar si verdaderamente trataba sobre una propuesta de delimitación de zonas costeras. Por último, se identificó si se utilizaban criterios legales (los establecidos en la normativa estatal de cada país) o científicos (nuevas aportaciones).

- B.** Analizar la legislación española en materia de delimitación de las zonas costeras

Como se menciona en la introducción, la delimitación de la zona costera está recogido principalmente en la Ley de Costas y la Ley de Protección y Uso Sostenible del Litoral. Los criterios de delimitación utilizados en la normativa son diferentes según la unidad geográfica que se delimite. Por ello, es necesario profundizar en los criterios que se utilizan de forma legal, para, de esta forma, poder complementar aquellos espacios que carecen de perspectiva socio-ecológica y enfocar los criterios de delimitación a la gestión de los espacios costeros y marinos.

La normativa estatal de la que se parte es la Ley de Costas y la Ley de Protección y Uso Sostenible del Litoral, así como el desarrollo de su Reglamento correspondiente.

Por otra parte, es necesario hacer referencia a la Directiva de los Planes de Ordenación del Espacio Marino y su trasposición a la normativa española.

C. Proponer criterios socio-ecológicos para delimitar el litoral andaluz

La metodología para delimitar el litoral de Andalucía se basa en un marco conceptual de sistemas socio-ecológicos en las zonas costeras, en el cual se establecen unos límites a partir de criterios geográfico-ecológicos y socio-económicos y administrativos (Barragán & de Andres, 2016). Dicho marco conceptual establece tres grandes unidades geográficas: costa, zona costera y área de influencia litoral y costera. La metodología propuesta ha sido desarrollada en estudios anteriores para la escala estatal, aunque únicamente para el ámbito terrestre (de Andrés et al., 2017; de Andrés, Barragán, & Scherer, 2018). Costa: Aguas Costeras, el Espacio Intermareal y el Borde Costero. Es la línea de contacto a ambos lados entre el medio terrestre y marino, donde los eventos físico-naturales ocurren con mayor intensidad y velocidad. Zona costera: Aguas Litorales y Tierras Litorales. Se define como el área geográfica en la que la existencia o la influencia del mar afecta a las actividades humanas (Barragán, 2004). Zona de influencia: Tierras de Influencia Costera y Aguas de Influencia Costera. Se identifica como un área que, aunque no pertenece a la zona costera, ya que se encuentra más alejada, ciertas actividades podrían tener impacto sobre la costa. Concretamente, en la presente investigación se elimina la utilización del concepto de *zona de influencia*, ya que la investigación tiene como objetivo establecer los límites de la zona costera y el área de influencia se encuentra más allá de esta delimitación.

Por otra parte, en caso de solapamiento entre criterios, se utilizan aquellos que cubran una mayor área litoral, y en último caso, se priorizarán los criterios geográfico-ecológicos sobre los socio-económicos, debido a la propia naturaleza del medio.

D. Delimitar el Sistema Socio-ecológico Litoral de Andalucía (SSL-A).

A partir de los criterios socio-ecológicos anteriores, se desarrollan las cartografías correspondientes a cada una de las unidades de la zona costera. La cartografía se desarrolla a partir de la combinación de dos sistemas de información geográfica (QGIS y ArcGIS) en los que se superponen las capas de información de información tanto ambiental como de ocupación a partir de los usos y actividades humanas.

3.1. ANTECEDENTES EN LA DELIMITACIÓN DE LAS ZONAS COSTERAS

3.1. Aportaciones científicas y legales para delimitar las zonas costeras

Al no existir unos criterios estandarizados para la definición de las zonas costeras y marinas, diferentes países y regiones han hecho esfuerzos por delimitar esta área de transición entre la tierra y el mar. Además de los propios estados, desde los años 90, numerosos autores y organizaciones internacionales han intentado definir las zonas costeras incorporando elementos para su delimitación, definiéndolas

en muchos casos como el espacio donde los procesos de interacción tierra-mar son más intensos.

La falta de una definición común para la delimitación de las zonas costeras hace que los países opten por el uso de criterios administrativos, especialmente en la parte terrestre, donde es habitual utilizar el límite interior de los municipios costeros como definición de la zona costera. En la zona marina, se suelen utilizar criterios jurídicos como referencia, asociados a lo descrito en La Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (UNCLOS, 1982).

La razón de estos criterios ha sido en muchos casos facilitar los mecanismos de aplicación en el territorio. Sin embargo, se ha desplazado la idea de utilizar las características físicas y naturales de la zona, lo que puede llevar a la fragmentación de los ecosistemas y hábitats con características costeras, ya que están dentro y fuera de las medidas utilizadas.

A continuación, se presentan algunos ejemplos de delimitación a partir del análisis bibliográfico realizado. En el estado de Paraíba (Brasil) se delimita la zona costera a partir de las áreas de manglar o el curso bajo de los ríos, hasta donde existe una cierta salinidad. Además, se proponen también unos límites operacionales, basados en los municipios con frente costero (Malzac & Da Silva, 2019) highlighting the delimitation of its geographic space in the international and Brazilian context. Critical observations are made on ZC delimitation criteria and detailed the main methodologies available, presenting a conceptual diagram on water and coastal planning zones. The delimitations of the Southern Coastal Zone of the state of Paraíba are also carried out, in the light of the concepts worked and the criteria and subcriteria established in the literature, Geographical, Operational and Arbitrary. It includes, after justification of the notorious influence in the coastal ecosystems, the Zone of Direct Influence (ZID).

Otro ejemplo de delimitación basada en criterios geográficos, incorporando la actividad humana es la realizada en Santiago de Cuba (Cuba). En este caso se definen dos unidades de gestión: Primary Environmental Coastal Unit for Integrated Management (PECUIM) y Basic Environmental Coastal Unit for Management and Land Planning (BECUIMLUP), ésta última está formada por varias PECUIM con características físicas o socioeconómicas similares (Batista, 2017).

En el caso de Rusia, el país posee una línea de costa muy extensa. Sin embargo, la mayor parte de la zona costera se encuentra deshabitada. Es por ello, que los esfuerzos se focalizan en establecer una zone of economic impact of coastal centres, donde tiene lugar la mayor parte de las actividades económicas del país (Druzhinin et al., 2020). De esta forma, los criterios sociales y económicos se priorizan sobre los geográficos con motivos de una gestión más conveniente de la zona costera.

Aunque existen ejemplos en todo el mundo en los que se propone la delimitación de las zonas costeras con criterios geográficos y ecológicos, la realidad normativa que prevalece en la mayoría de las zonas costeras del mundo es una delimitación basada en criterios jurídicos y administrativos. En este sentido, Perez-Cayeiro et al. (2019) realiza una recopilación de los límites legales en los países costeros de América Latina y el Caribe. En ellos, podemos observar, por una parte, que en la mayoría de los países se establecen criterios únicamente para la zona terrestre. Este es el caso de Costa Rica, Guatemala y México. Por otra parte, en los países en los que se delimita el medio

marino, se hace a partir de conceptos jurídicos (normalmente utilizando las 12m.n.), como ocurre en Brasil y Chile.

En España también se han realizado propuestas de delimitación de zonas costeras concretas, como ocurre con la Isla de Mallorca, donde se define “núcleo de gestión” como el área central de los procesos de Gestión Integrada de Áreas Litorales. Esta área puede ser una playa, un núcleo urbano o un hábitat crítico de interés para la gestión. Además, se especifica un área complementaria de 500m donde se considera una perspectiva ambiental (Balaguer et al., 2008).

3.2. Límites de las zonas costeras y marinas en España

Como se adelanta en la introducción, la Ley de Costas y la Ley de Conservación y Uso Sostenible del Litoral son los principales marcos normativos de definición de la costa en España (Tabla 1).

Tabla 1. Límites legales de las zonas costeras y marinas en España

¿Qué delimita?	Límites	Tipo de criterio	Referencia
Demarcación Estrecho y Alborán	Desde el cabo Espartel (norte de África) pasando por el estrecho de Gibraltar hasta el mar de Alborán, incluyendo las islas Chafarinas, el islote de Perejil, Peñones de Vélez de la Gomera y Alhucemas, la isla de Alborán y las aguas que bañan las ciudades autónomas de Ceuta y Melilla, se sitúa en la parte más occidental del mar Mediterráneo.	Físico-natural y jurídico-administrativo	Ley 41/2010
Demarcación sudatlántica	Limitada por las costas meridionales de Portugal, la costa suroeste de España y la costa norte de África. Su margen continental septentrional está delimitado por Tarifa en el estrecho de Gibraltar, y hacia el oeste por el cabo de San Vicente, en Portugal.	Físico-natural y jurídico-administrativo	Ley 41/2010
Dominio Público Marítimo-Terrestre	Zona marítimo terrestre, playas, Mar Territorial y recursos naturales de la plataforma continental y la ZEE	Físico-natural y jurídico-administrativo	Ley 2/2013 (Ley 22/1988)
Zona de servidumbre	100 metros medida tierra adentro desde el límite interior de la ribera del mar (20m en tierras urbanas)	Arbitrario	
Zona de influencia	500metros tierra adentro desde el límite interior de la ribera del mar	Arbitrario	

El espacio costero delimitado en la Ley de Costas se centra en el Dominio Público Marítimo Terrestre (DPMT). El DPMT es un área pública, por lo que no pueden existir propiedades privadas en este espacio. Ocupa un área tanto terrestre como marina que incluye la ribera del mar y las rías, el Mar Territorial y las Aguas Interiores, así como

los recursos naturales de la Zona Económica Exclusiva y la Plataforma Continental. Como se pueden observar, los límites en tierra responden a criterios geográficos, mientras que en el mar los límites son jurídicos y administrativos, haciendo coincidir con lo establecido en la United Nations Convention on the Law of the Sea (Division for Ocean Affairs and the Law of the Sea, 1982).

Además del DPMT, la Ley de Costas delimita hacia tierra una Zona de Servidumbre de Protección (ZSP) y una Zona de Influencia.

La ZSP supone una zona con usos y actividades restringidas, por lo que no es posible la construcción de edificaciones para residencia o las vías de transporte interurbanas, entre otras. La ZSP se delimita a partir de una distancia de 100 metros hacia tierra, a partir del límite interior de la ribera del mar; reduciéndose hasta 20 metros en zonas urbanas.

La Zona de Influencia se corresponde con un área que se extiende hasta los 500 metros desde el límite interior de la ribera del mar. En dicha zona, aunque se pueden realizar construcciones, se establecen una serie de restricciones que serán previstas por la ordenación urbanística y territorial. En la mayoría de las regiones de España se han elaborado planes para la gestión del litoral que abarcan hasta los 500 metros de la Zona de Influencia (Barragán & Andrés, 2015).

En lo referente al medio marino, aunque la Ley de Costas incluye el espacio marino bajo jurisdicción española dentro del DPMT, no se establecen criterios en los que se concreten determinados espacios, como ocurre en el medio terrestre. Sin embargo, España cuenta con nuevos instrumentos de gestión para el medio marino que permitirían, en el futuro, complementar lo establecido en la Ley de Costas para el medio marino.

Impulsado por la Unión Europea, se aprueba la Directiva 2014/89/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de julio de 2014, por la que se establece un marco para la ordenación del espacio marítimo. Esta norma fomenta el desarrollo sostenible de los espacios marinos, teniendo en cuenta las interacciones entre tierra y mar. La Directiva se traspone al ordenamiento español a través del Real Decreto 363/2017, de 8 de abril, por el que se establece un marco para la ordenación del espacio marítimo.

La norma establece que se deberán elaborar cinco planes de ordenación, uno por cada una de las cinco demarcaciones marinas establecidas en la Ley 41/2010, de protección del medio marino. Las demarcaciones que afectan a Andalucía son la Demarcación marina sudatlántica y la Demarcación marina del Estrecho y Alborán.

Los planes de ordenación del medio marino se encuentran en fase de borrador. En ellos, se establece el ámbito espacial de implementación, considerándose el espacio completo de las demarcaciones marinas anteriormente mencionadas. A partir de estos límites, se desarrollan todas las actividades que podrían realizarse en el medio marino, haciendo referencia a la legislación sectorial en cada caso. Aunque actualmente no se contempla, los planes de ordenación del medio marino suponen una oportunidad para desarrollar unos límites socio-ecológicos concretos en el mar, que permitan la gestión de los usos y actividades considerando las características geo-ecológicas de los diferentes espacios marinos.

4. CRITERIOS SOCIO-ECOLÓGICOS PROPUESTOS

4.1. Aguas Litorales

Desde el punto de vista ecológico se va a delimitar a partir del espacio ocupado por especies marinas asociadas al litoral. Concretamente, se encuentran en esta unidad geográfica las áreas de avistamiento de aves marinas, así como las áreas de concentración de zooplankton. Además, se consideran como Aguas Litorales aquellos espacios donde surgen afloramientos en el litoral andaluz.

En cuanto a los criterios socio-económicos supone el espacio dedicado a las actividades marítimas asociadas a la costa, como pueden ser los caladeros de pesca costero que se encuentran en la región del Mar de Alborán. Así como las zonas de producción de moluscos del Atlántico. También se consideran en las Aguas Litorales las vías de navegación paralelas a la costa de Andalucía.

4.2. Aguas Costeras

Desde el punto de vista ecológico se incluyen en esta unidad geográfica los ecosistemas propios de ambientes costero-marinos, como es el caso de las praderas de fanerógamas marinas y los algares, es decir, aquellas especies marino costeras fotófilas.

Desde el punto de vista socio-económico, se consideran al espacio donde se realizan las actividades marítimo costeras, más allá del ámbito de influencia de la marea. En este espacio se desarrollan importantes actividades de acuicultura y pesca artesanal.

4.3. Espacio Intermareal

Desde el punto de vis ecológico, se encuentran en esta unidad geográfica los ecosistemas propios el área intermareal como son las playas, arenales, deltas, estuarios y marismas costeras. Además, en los ríos, se considera espacio intermareal hasta donde se hace sensible la influencia de las mareas.

En cuanto a los criterios socio-económicos, el Espacio Intermareal es donde se desarrollan actividades estrechamente vinculadas con sus características ecológicas, entre las que destacan la acuicultura y la actividad salinera.

4.4. Borde Costero

Desde el punto de vista ecológico, se incluyen todos los ecosistemas que comiencen en la línea de costa, por lo que la vegetación va a estar adaptada a ambientes costeros. Además, se consideran de forma concreta los pinares del borde costero. Por otra parte, se incluye en el *Borde Costero* el área catalogada como vulnerable a la inundación costera.

Desde el punto de vista socio-económico, se incluyen todos los núcleos urbanos que comiencen en la costa, así como aquellos núcleos urbanos que se encuentren dentro de los anteriores. Al considerar los núcleos urbanos, resulta necesario incluir

como criterio las infraestructuras viarias paralelas a la costa, así como las áreas portuarias e industriales.

4.5. Tierras Litorales

Desde el punto de vista ecológico, son los ecosistemas o unidades ambientales completas que comiencen en los límites de los municipios costeros. En este sentido, se destaca el tramo bajo de las cuencas hidrográficas, así como las lagunas con avifauna costera. Además, se considera el espacio ocupado por la masa de agua principal de los acuíferos costeros.

Desde el punto de vista socio-económico es el área de los usos y actividades económicas asociadas a la costa. Destacando las áreas de agricultura intensiva, las grandes infraestructuras viarias, ferroviarias y embalses. Además, se consideran todas aquellas áreas protegidas que comienzan en el borde costero.

Tabla 2. Criterios para la delimitación del litoral en Andalucía bajo un enfoque socio-ecológico

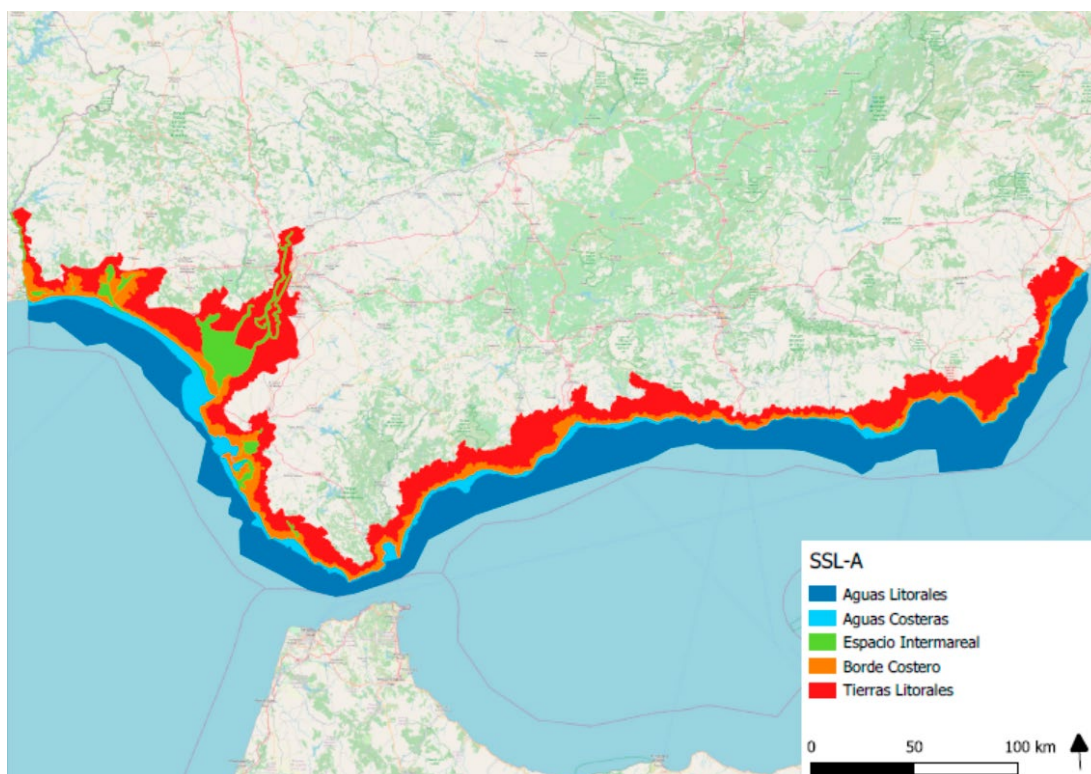
	Criterios geo-ecológicos	Criterios socio-económicos
Aguas Litorales	Áreas de avistamiento de aves marinas Áreas de concentración de zooplankton Afloramientos	Caladeros de pesca costeros (Mediterráneo) Zonas de producción de moluscos (Atlántico) Vías de navegación litoral
Aguas Costeras	Masas de agua cálidas de desembocaduras de ríos Vegetación submarina Bahías, estuarios o ensenadas	Pesca artesanal Zonas de producción de moluscos (Mediterráneo)
Espacio Intermareal	Deltas y estuarios Playas, dunas y arenales Marismas costeras	Salinas Acuicultura
Borde Costero	Vegetación adaptada a ambientes costeros Pinares costeros Áreas vulnerables a la inundación costera	Núcleos urbanos Infraestructuras viarias paralelas a la costa Áreas portuarias e industriales
Tierras Litorales	Acuíferos litorales Lagunas con avifauna costera Tramo bajo de cuenca hidrográfica Bosques litorales	Áreas de agricultura intensiva Grandes infraestructuras viarias, ferroviarias y embalses Áreas Protegidas costeras

5. AVANZANDO EN LOS LÍMITES DEL SISTEMA SOCIO-ECOLÓGICO LITORAL DE ANDALUCÍA

La zona costera pensada desde un enfoque socio-ecológico engloba un área terrestre, intermareal y marina que se define como Sistema Socio-ecológico Litoral. En consecuencia, el Sistema Socio-ecológico Litoral de Andalucía (SSL-A) está formado por una primera franja que sería la Costa y es donde se concentran los principales ecosistemas costero marinos, así como los usos y actividades económicas más intensos. La

Costa engloba tres unidades geográficas: las Aguas Costeras, el Espacio Intermareal y el Borde Costero. Además de la Costa, el SSL-A incluye un área más extensa, la Zona Costera, en la que se incluyen todos aquellos ecosistemas, usos y actividades que se encuentran asociados de alguna forma a la costa. La Zona Costera se delimita en su parte terrestre, dando lugar a las Tierras Litorales, y marina, originando las Aguas Litorales. Los criterios concretos para la delimitación de cada una de las unidades se detallan en la Figura 1.

Figura 1. Aproximación a los límites del Sistema Socio-ecológico Litoral de Andalucía



Las Aguas Litorales ocupa un área de 11.096km². Las Aguas litorales suponen el espacio marino, más alejado de la costa, pero cuyas características ecológicas, como los usos y actividades que se desarrollan, están estrechamente vinculados al medio terrestre. La distancia desde la línea de costa al límite exterior de las Aguas litorales es inferior a las 12m.n. y su extensión en cada punto está condicionada por las características ecológicas y socioeconómicas del medio.

Las Aguas Costeras ocupan una superficie de 1.630km². Las Aguas Costeras se delimitan desde la máxima bajamar incluyendo lagunas costeras, bahías, estuarios o ensenadas, así como las masas de agua más cálida procedente de la desembocadura de los ríos.

El Espacio Intermareal supone un espacio de transición entre el medio terrestre y el marino. No se representa en la mayoría de los mapas porque se suele usar la línea de costa como separación entre la tierra y el mar. Sin embargo, el espacio intermareal posee unos ecosistemas muy significativos y de alto valor ecológico (Barbier et al.,

2011; Costanza et al., 1997), lo que hace necesario su delimitación desde un punto de vista socio-ecológico como una unidad geográfica independiente.

En la delimitación del SSL-A, el Espacio Intermareal ocupa 963km², destacando su prevalencia en el litoral atlántico, donde se dan los ecosistemas intermareales por excelencia como son las marismas, arenales y extensas playas. En este sentido, se destaca el intermareal de Huelva, ocupado en su mayoría por el Parque Natural de Doñana con extensas marismas desarrolladas por el relleno del estuario del Guadalquivir (Martín-López et al., 2017).

El Borde Costero ocupa una superficie de 1.175km², lo que supone el 1% del territorio andaluz. Esta estrecha franja se extiende desde el límite de la máxima pleamar o los ecosistemas con características propias del intermareal, hasta el límite interior de los ecosistemas o núcleos urbanos colindantes con la línea de costa.

Por último, las Tierras Litorales ocupan una superficie de 7.277km². Esto supone el 8% del área de Andalucía. Desde el punto de vista ecológico, los arbustos y pastizales son los tipos de vegetación más característicos de las Tierras Litorales, con 2323km² de extensión, que suponen el 32% del total de la superficie.

6. CONCLUSIONES

Las interacciones entre los ecosistemas y las actividades humanas son de especial relevancia en las zonas costeras y marinas. Esto lleva a entender este espacio como un sistema socio-ecológico. La consideración de criterios geo-ecológicos y socio-económicos para la delimitación de las zonas costeras y marinas sienta las bases para afrontar una Gestión Basada en Ecosistemas.

La delimitación del litoral Andaluz bajo este enfoque conlleva la obtención del Sistema Socio-ecológico Litoral de Andalucía (SSL-A) en el que se establecen cinco unidades geográficas para definir la zona costera y marina. Las unidades del SSL-A permiten complementar la delimitación realizada en la legislación estatal, que está pensada para la gestión del espacio intermareal y los primeros metros del área terrestre. De esta forma, los límites desarrollados en la investigación permiten, por una parte, caracterizar la costa delimitada en la legislación nacional con criterios socio-ecológicos. Por otra parte, aporta información para la concreción de los espacios en el medio marino, que podría ser abordado en los futuros planes de ordenación del espacio marino.

7. REFERENCIAS

- AGARDY, T., DAVIS, J., SHERWOOD, K., & OLE VESTERGAAER. (2015). *Medidas para la gestión ecosistémica de las zonas marinas y costeras*.
- ANDERIES, J. M., JANSSEN, M. A., & OSTROM, E. (2004). A Framework to Analyze the Robustness of Social-ecological Systems from an Institutional Perspective. *Ecology & Society*, 9(1), 18. <https://doi.org/18>
- BALAGUER, P., SARDÁ, R., RUIZ, M., DIEDRICH, A., VIZOSO, G., & TINTORÉ, J. (2008). A proposal for boundary delimitation for integrated coastal zone management initiatives. *Ocean and Coastal Management*, 51(12), 806–814. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2008.08.003>

- BARBIER, E., HACKER, S., & KENNEDY, C. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2), 169–193. <http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/10-1510.1>
- BARRAGAN, J. M. (2014). *Política, gestión y litoral. Una nueva visión de la gestión integrada de áreas litorales*. Tebar, UNESCO.
- BARRAGÁN, J. M. (2004). *Las áreas litorales de España: Del análisis geográfico a la gestión integrada* (Ariel).
- BARRAGÁN, J. M., & ANDRÉS, M. DE. (2015). Aspectos básicos para una gestión integrada de las áreas litorales de España: conceptos, terminología, contexto y criterios de delimitación. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 16. <https://doi.org/10.5894/rgci638>
- BARRAGÁN, J. M., & ANDRÉS, M. DE. (2016). Aspectos básicos para una gestión integrada de las áreas litorales de España: conceptos, terminología, contexto y criterios de delimitación. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 16(2), 171–183. <https://doi.org/10.5894/rgci638>
- BARRAGÁN, J. M., & DE ANDRÉS, M. (2015). Analysis and trends of the world's coastal cities and agglomerations. *Ocean & Coastal Management*, 114, 11–20. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.06.004>
- BATISTA, C. M. (2017). Coastal boundaries. *Encyclopedia of Earth Sciences Series, PartF1*, 1–14. https://doi.org/10.1007/978-3-319-48657-4_74-2
- BENITO ARRANZ, J., & DE LA VEGA BENAYAS, S. (2003). Consideraciones geográficas sobre la superficie de los municipios de Andalucía. *Espacio y Tiempo: Revista de Ciencias Humanas*, 17, 9–28.
- BERKES, F., COLDING, J., & FOLKE, C. (2003). *Navigating Social – Ecological Systems – Building Resilience for Complexity and Change*. 393. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511541957>
- BOE-A-1988-18762. (N.D.). *Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas*. Jefatura del Estado.
- BOE-A-2013-5670. (2013). *Ley 2/2013, de 29 de mayo, de protección y uso sostenible del litoral y de modificación de la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas*. Jefatura del Estado. <http://revistas.usal.es/index.php/ais/article/download/11518/11939>
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO. (2015). *Plan de Protección del Corredor Litoral de Andalucía*. Junta de Andalucía.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., GROOT, R. DE, FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R. V., PARUELO, J., RASKIN, R. G., SUTTO, P., & VAN DEN BELT, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260.
- COSTANZA, R., & PATTEN, B. C. (1995). Defining and predicting sustainability. *Ecological Economics*, 15(3), 193–196. [https://doi.org/10.1016/0921-8009\(95\)00048-8](https://doi.org/10.1016/0921-8009(95)00048-8)
- COTE, M., & NIGHTINGALE, A. J. (2012). Resilience thinking meets social theory. *Progress in Human Geography*, 36(4), 475–489. <https://doi.org/10.1177/0309132511425708>
- CUMMING, G. S. (2011). *Spatial Resilience in Social-Ecological Systems* (Springer).
- DE ANDRÉS, M., BARRAGÁN, J. M., & GARCÍA SANABRIA, J. (2017). Relationships between coastal urbanization and ecosystems in Spain. *Cities*, 68, 8–17. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2017.05.004>
- DE ANDRÉS, M., BARRAGÁN, J. M., & GARCÍA SANABRIA, J. (2018). Ecosystem services and urban development in coastal Social-Ecological Systems: The Bay of Cádiz case study. *Ocean and Coastal Management*, 154(January), 155–167. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.01.011>
- DE ANDRÉS, M., BARRAGÁN, J. M., & SCHERER, M. (2018). Urban centres and coastal zone definition: Which area should we manage? *Land Use Policy*, 71, 121–128. <https://doi.org/10.1016/j.landuse-pol.2017.11.038>
- DRUZHININ, A. G., KUZNETSOVA, T. Y., & MIKHAYLOV, A. S. (2020). Coastal zones of modern Russia: delimitation, parametrization, identification of determinants and vectors of Eurasian dy-

namics. *Geography, Environment, Sustainability*, 13(1), 37–45. <https://doi.org/10.24057/2071-9388-2019-81>

- FEDERAL LAW. (2006). Coastal Zone Management Act. *National Center for Cultural Resources. National Park. Department of the Interior.*, 15.
- FIKRET BERKES, CARL FOLKE, J. C. (1998). *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*.
- HUU, H., DARGUSCH, P., MOSS, P., & ABDUL, A. (2017). Land Use Policy Land-use change and socio-ecological drivers of wetland conversion in Ha Tien Plain , Mekong Delta , Vietnam. *Land Use Policy*, 64, 101–113. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.02.019>
- IECA. (2011). *El futuro de la población*. 259.
- IGLESIAS, A., BERTA, S., STEFANO, L. DE, & HERN, N. (2017). *Defining adaptation measures collaboratively: A participatory approach in the Doñana socio-ecological system, Spain*. 195, 46–55. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.042>
- KAY, R., & ALDER, J. (1999). *Coastal planning and management*. E&FN Spon.
- LINS-DE-BARROS, F. M., & BATISTA, C. M. (2020). Os limites espaciais da zona costeira para fins de gestão a partir de uma perspectiva integrada. In *Gestao ambiental e sustentabilidade em áreas costeiras e marinhas: conceitos e práticas* (Raquel Sou, pp. 22–50).
- MALZAC, M. E., & DA SILVA, T. C. (2019). Delimitations of the south coastal zone of the paraíba state, Brazil. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 19(2), 123–141. <https://doi.org/10.5894/rgci-n260>
- MARTÍN-LÓPEZ, B., PALOMO, I., GARCÍA-LLORENTE, M., INIESTA-ARANDIA, I., CASTRO, A. J., GARCÍA DEL AMO, D., GÓMEZ-BAGGETHUN, E., & MONTES, C. (2017). Delineating boundaries of social-ecological systems for landscape planning: A comprehensive spatial approach. *Land Use Policy*, 66(April), 90–104. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.040>
- NORBERG, J., & CUMMING, G. S. (2008). *Complexity theory for a sustainable future* (Columbia U).
- OJEDA ZÚJAR, J., DÍAZ CUEVAS, M. DEL P., PRIETO CAMPOS, A., & ÁLVAREZ FRANCO, J. I. (2013). Línea de costa y sistemas de información geográfica: modelo de datos para la caracterización y cálculo de indicadores en la costa andaluza. *Investigaciones Geográficas*, 60, 37. <https://doi.org/10.14198/ingeo2013.60.02>
- OSTROM, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of Social-Ecological Systems. *Science*, 325, 419–423.
- PÉREZ-CAYEIRO, M. L., CHICA-RUIZ, J. A., GARRIDO, M. A., & BEDOYA, A. M. (2019). Revising the limits of the coastal area in the regulations of the iberoamerican region. Are they appropriate for risk management and adaptation to climate change? *Ocean & Coastal Management*, 181(August), 104912. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104912>
- UNCLOS. (1982). *United Nations Convention on the Law of the Sea* (p. 230). United Nations.
- YOUNG, O. R., BERKHOUT, F., GALLOPIN, G. C., JANSSEN, M. A., OSTROM, E., & VAN DER LEEUW, S. (2006). The globalization of socio-ecological systems: An agenda for scientific research. *Global Environmental Change*, 16(3), 304–316. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.03.004>

TRANSFORMACIONES SOCIO-ECOLÓGICAS EN SISTEMAS SEDIMENTARIOS COSTEROS EN LOS SIGLOS XX Y XXI: LOS CASOS DEL DELTA DEL LLOBREGAT (CATALUÑA) Y DE GUANARTEME (ISLAS CANARIAS).

SOCIO-ECOLOGICAL TRANSFORMATIONS IN COASTAL SEDIMENTARY SYSTEMS IN XX AND XXI CENTURIES: THE CASES OF DELTA DEL LLOBREGAT (CATALONIA) AND GUANARTEME (CANARY ISLANDS)

Aarón Moisés Santana-Cordero¹, Carla Garcia-Lozano² y Josep Pintó²

1 Instituto Universitario de Análisis y Aplicaciones Textuales (IATEXT), Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Email: aaron.santana@ulpgc.es ORCID: 0000-0003-2210-1980.

2 Laboratorio de Análisis y Gestión del Paisaje (LAGP), Universidad de Girona. Email: carla.garcia@udg.edu ORCID: 0000-0002-5071-1009; josep.pinto@udg.edu ORCID: 0000-0002-5693-393X

Resumen

El objetivo de este trabajo es identificar y analizar las fases evolutivas de dos sistemas sedimentarios costeros durante los últimos 120 años en términos de coberturas del suelo y su relación con la dinámica antrópica, así como la percepción social que de estos se ha tenido durante el periodo de estudio. Los sistemas estudiados son (1) la franja costera del delta del Llobregat (Barcelona) y (2) el antiguo sistema de dunas de Guanarteme (Gran Canaria). Desde hace 120 años, e incluso desde mucho antes, los cambios ecológicos y sociales han ido cogidos de la mano, resultando en una evolución que puede llegar a ser compleja de entender actualmente sin una perspectiva histórica. Específicamente, se intentarán conocer los cambios socio-ecológicos y el rol que han desempeñado dichos sistemas a nivel social en cada etapa estudiada. Por su parte, el uso de documentos históricos tanto escritos como cartográficos, fotografías aéreas y literatura científica, han hecho posible la caracterización histórica de los sistemas objetos de estudio y su análisis en términos de coberturas del suelo y dinámica antrópica.

Palabras clave: sistemas sedimentarios costeros, transformaciones socio-ecológicas, coberturas del suelo, Canarias, Cataluña.

Abstract

The aim of this work is to identify and to analyze the evolutionary phases of two coastal sedimentary systems during the last 120 years in terms of land covers and their relationship with the human dynamics as well as the social perception people had of them during the study period. The systems studied are (1) the coastal fringe of the

delta del Llobregat (Barcelona, Spain) and (2) the former dune system of Guanarteme (Gran Canaria, Spain). 120 years ago, and even from much earlier, the ecological and social changes have gone together, resulting in an evolution that can be difficult to understand currently without a historic perspective. Specifically, an attempt will be made to know the socio-ecological changes and the role that these systems have played at the social level in each stage studied. Furthermore, the use of historical written documents as well as cartography, aerial photographs and scientific literature, have made possible the historical characterization of the studied systems and their analysis in terms of land covers and human dynamics.

Keywords: coastal sedimentary systems, social-ecological transformations, land covers, Canary Islands, Catalonia.

1. INTRODUCCIÓN

El concepto de transformación socio-ecológica incluye varios aspectos, como son la política, la socioeconomía y la cultura, que intervienen en la relación hombre-medio. Asimismo, su objetivo es *proporcionar una comprensión integral del cambio ambiental global actual y contribuir a una estrategia social y política para enfrentar la crisis* que dicho cambio ambiental ha provocado (Brand y Wissen, 2017). Así, cuestiones como la interacción de las sociedades con la naturaleza y cómo puede esta cambiar y organizar los modos de producción y vida de una manera más sostenible podrían ocupar el centro de atención de esta subdisciplina (<https://boku.ac.at/en/wiso/sec/research/sozial-oekologische-transformationen>).

La aplicación de este marco conceptual es ideal para estudiar espacios notablemente dinámicos como los que se encuentran en el dominio costero, en el cual se concentra más del 40% de la población mundial (Martínez *et al.*, 2007) y donde la fragilidad de su dinámica natural ha de convivir con la difícil gestión de las actividades antrópicas que en él se llevan a cabo. En concreto, esta situación es especialmente importante en las costas bajas arenosas, para las cuales Defeo *et al.* (2009) establece varios tipos de impactos generalizados globalmente: actividades recreativas, limpieza, regeneración, polución, explotación, invasiones biológicas, desarrollo e ingeniería costera, extracción de áridos y cambio climático.

En el caso de las costas españolas, estos impactos se han llevado a cabo en diferentes momentos históricos, bajo sistemas socioeconómicos distintos. En este sentido, el estudio de todo el siglo XX y principios del XXI nos proporciona un abanico de escenarios a través de los cuales se van sucediendo distintas transformaciones socioecológicas que han convertido las costas en espacios muy diferentes de lo que lo fueron en un pasado reciente. Buenos ejemplos de esto lo constituyen los espacios estudiados en este trabajo: la franja costera del delta del Llobregat (Barcelona) y el antiguo sistema de dunas de Guanarteme (Gran Canaria). Si bien en la primera mitad del siglo XX el delta del Llobregat era un espacio agrario (habiendo ya sido profundamente transformado en los siglos anteriores), el sistema de Guanarteme estaba siendo sepultado por la ciudad de Las Palmas de Gran Canaria, que venía creciendo desde mitad del siglo XIX, momento en el que muchas ciudades españolas empezaron

a expandirse mediante la construcción de sus ensanches. No obstante, en la segunda mitad del siglo XX, la franja costera del Delta constituía un espacio con una importante componente urbana, mientras el sistema de Guanarteme prácticamente había desaparecido, permaneciendo hoy en día únicamente sus playas. A comienzos de los años 90 se llevaron a cabo intervenciones de recuperación de la vegetación dunar en el delta mediante replantaciones y siembras de especies psammófilas, aunque no se lograron recuperar las morfologías dunares ni sus ambientes (Pintó et al 2014).

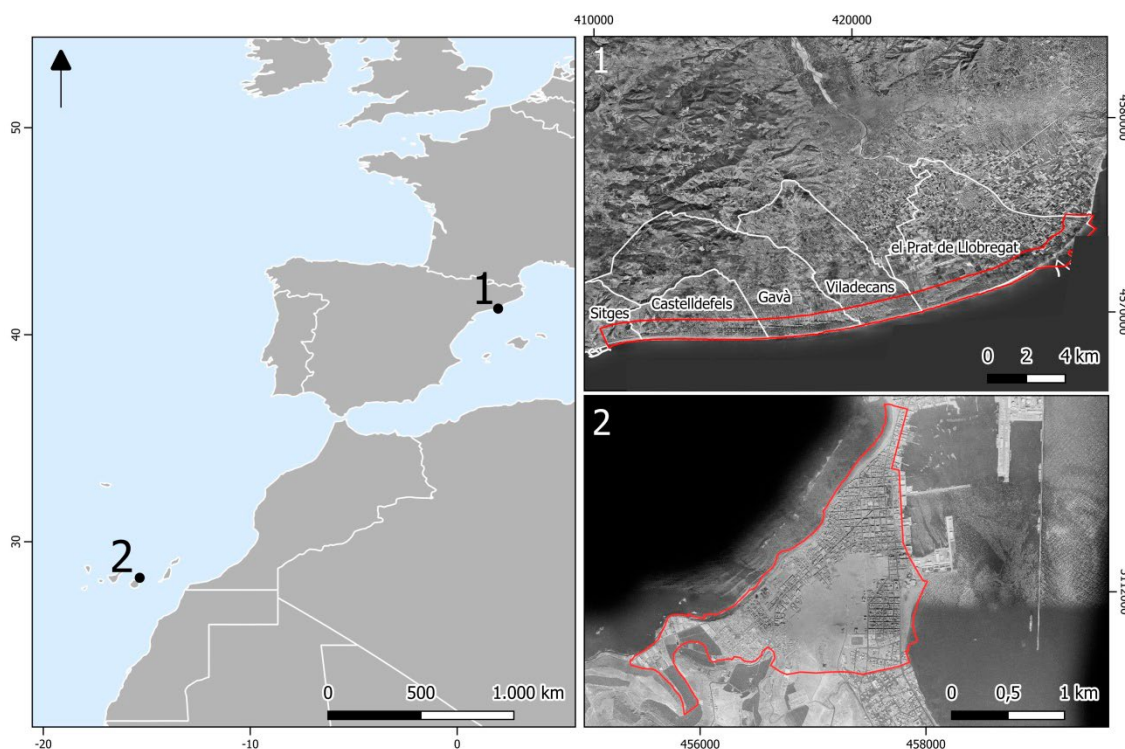
En este contexto, el objetivo de este trabajo ha sido identificar y analizar las fases evolutivas de dichos sistemas sedimentarios costeros durante los últimos 120 años en términos de coberturas del suelo y su relación con la dinámica antrópica así como la percepción social que de estos se ha tenido durante el período de estudio.

2. ÁREAS DE ESTUDIO

El delta del Llobregat (Barcelona) es un área sedimentaria de unos 90 km² y su historia se remonta 6000 años atrás. Se trata de una gran llanura sedimentaria, donde la baja pendiente y la formación de cordones dunares cerca de la línea de costa ha favorecido la creación de lagunas y humedales en su interior (Marqués, 1984). Respecto al medio humano, este ha albergado a lo largo de su historia diversos usos del suelo (Santana-Cordero *et al.*, 2016a) dominando una serie de interacciones u otras, según el momento histórico. El área de estudio para este trabajo ha sido adoptada de Santana-Cordero *et al.* (2016a), es decir, la franja costera del delta a lo largo de toda la línea de costa y extendiéndose 1 km tierra adentro, comprendiendo una superficie de 2106 ha.

Por otro lado, el sistema de dunas de Guanarteme (Gran Canaria) se encontraba en el istmo que une la isla con el campo volcánico de La Isleta. Su cambiante disponibilidad de sedimentos ha provocado cambios ambientales en los últimos 6 siglos que se han materializado en la existencia de más o menos geoformas dunares y mantos eólicos en circulación sobre el sistema. Asimismo, los usos y la percepción de esta área han ido variando a lo largo del tiempo debido a factores básicamente socioeconómicos. El área de estudio en este caso ha sido adoptada de los trabajos de Santana-Cordero *et al.* (2014, 2016b) y cuenta con una extensión de 244 ha.

Figura 1. Área de estudio. Mapa de la izquierda: (1) delta del Llobregat (fondo: fotografía aérea de 1945-46) y (2) Gran Canaria (fondo: fotografía aérea de 1951-57).



3. FUENTES Y MÉTODOS

Para este trabajo se han utilizado diferentes tipos de fuentes, como literatura científica y documentos de archivo (e.g. hemeroteca), y métodos, fotointerpretación y analogía-comparación entre los sistemas objeto de estudio y otros sistemas parecidos estudiados por otros autores.

En concreto, las fuentes consultadas han sido archivos históricos, cartografía histórica, literatura científica y fotografías aéreas. Destacan por sus aportaciones sobre el área de estudio fuentes como García-Lozano (2019), Santana-Cordero et al. (2016a) y Valverde (1998), para el caso del Llobregat, y Santana-Cordero et al. (2014, 2016b), para el caso de Guanarteme.

En este estudio, las transformaciones socio-ecológicas se han analizado mediante el registro y la caracterización de las transformaciones ecológicas y la percepción social de las áreas de estudio.

Las fotografías aéreas utilizadas han sido de los años 1946-47 y 2014 para el delta del Llobregat, y de 1949 y 2010 para el sistema de Guanarteme. Asimismo, la fotointerpretación ha sido clave en este estudio, ya que gracias a ella se pudo cartografiar y medir las diferentes coberturas del suelo, siguiendo la clasificación estándar europea Corine Land Cover (CLC) para mitad del siglo XX y principios del XXI. La comparación entre las coberturas existentes en uno y otro periodo han hecho posible conocer qué tipo de desarrollo seguían las dos áreas de estudio. Por otra parte, la analogía y la

comparación entre sistemas nos han permitido contextualizar los cambios más notorios de los sistemas estudiados conociendo las dinámicas socio-ecológicas de otros sistemas sedimentarios como Maspalomas (Gran Canaria).

4. RESULTADOS

4.1. Condiciones ambientales previas al siglo XX

En el delta del Llobregat hay evidencias de asentamientos humanos desde el siglo X, acompañados del uso de actividades agrarias, principalmente agricultura y ganadería, siendo la segunda la dominante hacia el siglo XV (Santana-Cordero et al. 2016a; Valverde 1998). En el mapa de Eramprunyà, de 1590, se representa una arboleda en toda la zona de estudio, excepto en el extremo occidental, donde la superficie de arena se introduce más hacia el interior del delta. También cabe destacar el cambio en las dinámicas sedimentarias de la línea de costa, que de experimentar un proceso de progradación continua durante siglos (Marqués 1984; Ferret Pujol 2012) ha pasado a estar paralizada y con desequilibrios sedimentarios con procesos de erosión y acumulación localizados.

En el caso del sistema de Guanarteme, la información de la que se dispone es de fecha posterior a la conquista, que tuvo su inicio en Gran Canaria en el año 1478. Así, la primera cartografía que testimonia la presencia del sistema de dunas es de 1599, seguida por tres mapas del siglo XVIII, que muestran una gran duna transversal a la dirección del viento, procedente del NW, y registran cambios en los tres momentos, y varias descripciones en el siglo XIX (Santana-Cordero et al. 2014). Por lo que respecta a su cubierta vegetal, esta ha sido anecdótica en la historia de este sistema, relegándose a sus bordes, o donde la movilidad de la arena no afecta al desarrollo de sus individuos. Por último, cabe resaltar la gran cantidad de arena en circulación que se incorpora al sistema a finales del siglo XIX, visible en la cartografía de 1879 de la Dirección de Hidrografía, por causas desconocidas por el momento.

4.2. Transformaciones socio-ecológicas en los siglos XX y XXI

4.2.1 Delta del Llobregat

A principios del siglo XX el delta del Llobregat se encontraba antropizado mediante diversos usos del suelo, entre los que destacaban la agricultura y la silvicultura. La plantación de un pinar costero siglos atrás (Valverde 1998) ya había generado la estabilización de la arena y puesto en marcha el proceso de generación de suelo. Aparte, dicha acción conllevó que un sistema natural, en principio estéril y sin aprovechamiento humano, se convirtiese en un espacio con diferentes procesos naturales y con un aprovechamiento de sus recursos.

Por otro lado, el uso agrícola, que se venía desarrollando desde hacía siglos, toma especial relevancia en la segunda década de siglo XX con la Ley de Desecación de Marismas (Gaceta de Madrid, n.º. 208, de 27 de julio de 1918) prologada por Francesc Cambó, que acabó con más de dos kilómetros y medio de marismas en el sector sur del delta (Cambó, 1919). En este contexto ya el acuífero profundo se había empezado

a explotar, registrándose una subsidencia del Delta asociada a la sobreexplotación de dicho acuífero.

Con todo, dichas transformaciones antrópicas sobre el delta conllevan que en los años 1946-47 las áreas boscosas y seminaturales (entre las cuales se incluyen las dunas costeras) sea la cobertura del suelo dominante con una extensión del 53,86% del área de estudio. Mientras, la cobertura agrícola cubría el 28,54% del área de estudio en esos mismos años.

Durante los años treinta se empezó a plantear la posibilidad de establecer balnearios y lugares de ocio y esparcimiento en las playas del delta del Llobregat. Estos proyectos de urbanización vinieron de la mano de la empresa Baños de Castelldefels S.A., que ya en los años veinte comenzó a abrir caminos hacia la playa, y a construir sobre las dunas. Esta misma empresa obtuvo la concesión para implementar chalets y casas unifamiliares en toda la zona siguiendo el modelo de urbanización difusa. Desde ese momento, y hasta el año 1945, buena parte del campo dunar de Castelldefels había desaparecido y en su lugar se emplazaba un conjunto de casas unifamiliares.

Figura 2. Los Baños de Castelldefels a principios de los años 30. Fotografía cedida por Andrés Valverde.



Por otra parte, la extensión de la cobertura urbana a mediados del siglo XX tiene una dimensión anecdótica (1,74%) respecto a las otras coberturas, sin embargo, su presencia va a ir en aumento junto al crecimiento de la población, el cual toma carácter exponencial (Santana-Cordero et al. 2016a). Hasta este momento se puede hablar del desarrollo de una fase pre-urbana en la franja costera del Delta.

Por su parte, la dinámica sedimentaria litoral también se ve alterada por la construcción de los puertos de Barcelona y de la Ginesta, situados en el centro y el sur del delta, respectivamente, provocando acumulación de sedimentos en el norte de la infraestructura y erosión en el sur, desequilibrando la dinámica de la línea de costa y la aportación de sedimentos a los sistemas playa-duna existentes en el área.

Con la llegada del siglo XXI cabe destacar que la distribución de las coberturas ha cambiado sustancialmente, siendo la urbana y la de áreas boscosas las más repre-

sentativas (47,54 y 31,55%, respectivamente). Nos podemos referir a esta etapa como fase urbana.

A su vez, se incorpora a los usos del suelo el de protección natural mediante varios espacios protegidos declarados por la Generalitat de Catalunya (1997) y luego incorporados a la Red Natura 2000 por la Unión Europea, en 2006, constituyendo actualmente la Zona Especial de Conservación (ZEC) Delta del Llobregat (ES0000146) con una superficie de 935,05 ha. En este confluyen una variedad de importantes valores ecológicos que pertenecen a diferentes hábitats de interés comunitario como dunas estabilizadas y activas, lagunas costeras, o dunas con bosques de *Pinus pinea* y/o *P. pinaster*, siendo estos últimos hábitats de interés prioritario según la Directiva Hábitats (CEE, 1992).

Paralelamente al desarrollo de las coberturas y usos del suelo comentados, la percepción social de estos espacios va cambiando con el tiempo. Por un lado, la cada vez mayor sensibilidad ecológica de la sociedad potencia el establecimiento de áreas naturales protegidas. Por el otro, las playas se convierten en espacios necesarios para el ocio, las cuales paradójicamente no son percibidas como zonas vulnerables aún bajo la establecida conciencia ecológica social (Bretón et al. 1994).

4.2.2 Sistema de Guanarteme

El caso del sistema de dunas de Guanarteme es bastante diferente al del delta del Llobregat. Si bien ya se venían desarrollando desde sus límites los usos del suelo agrícola y urbano a finales del siglo XIX, con la entrada en el siglo XX se suman el uso recreativo y la extracción de áridos. Durante este último siglo, en el cual el sistema ya no es visto como un espacio estéril desde el punto de vista de sus aprovechamientos, se conjuga la admiración de la población local por sus dunas y playas con la aceptación por parte de la sociedad de ocupar dicho espacio para la expansión de la ciudad de Las Palmas de Gran Canaria. Así, encontramos en los periódicos de principios del siglo XX citas como la siguiente:

Ya este año son muchos los veraneantes que se encuentran en la playa de las Canteras, contemplando el paisaje africano de las dunas y las preciosas marinas bordados por caprichosos encajes de espuma que se admiran en aquel hermosísimo pedazo de la costa canaria. (Diario de Las Palmas, 1902)

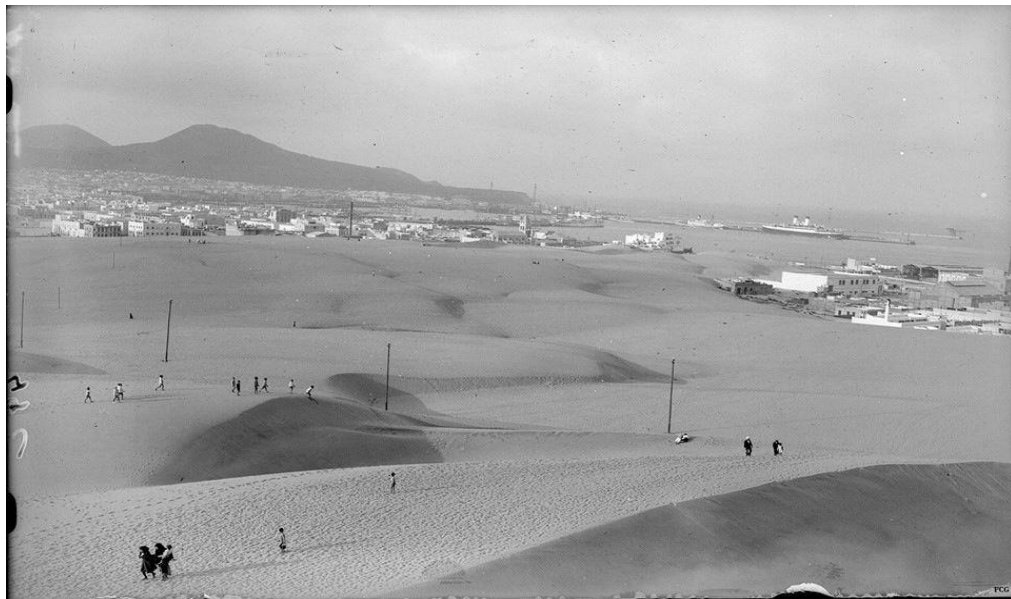
En línea con la cita anterior, González-Morales y Ramón-Ojeda (2015) subrayan la importancia del turismo de salud desde el siglo XVIII, el cual motivaba los desplazamientos de turistas desde Europa a Canarias. Sin embargo, el siglo XX será testigo del desmantelamiento del sistema mediante la sistemática extracción de áridos y todo un circuito “industrial” donde las extracciones están asistidas por camiones y vagones para trasladar la arena a las nuevas construcciones y a la fábrica de ladrillos de Eufemiano Fuentes (inaugurada en 1924). Así, gran parte de la expansión de la ciudad se llevó a cabo con los ladrillos de dicha fábrica. A su vez, destacan los testimonios relacionados con el hurto de la arena, en operaciones clandestinas nocturnas, para la construcción de casas particulares.

Por otra parte, la expansión urbana en paralelo a la playa de Las Canteras, comenzó a actuar como barrera a la circulación de la arena y, muy probablemente, alteraron las corrientes de viento con aceleración del mismo a través de los “pasillos”,

que constituían las calles, con disposición perpendicular a la línea de costa, provocando procesos de erosión y acumulación que desequilibraron la dinámica sedimentaria eólica (Santana-Cordero 2021). En el sistema de dunas de Maspalomas (en el sur de Gran Canaria) se puede observar este mismo efecto causado por la “pantalla” que supone a la circulación de los vientos la urbanización de playa del Inglés, impacto que ha generado la paralización de un sector del sistema de dunas y erosión en otro (Hernández-Calvento *et al.*, 2014).

Otro uso que conllevaría un cambio en la percepción de todos aquellos que se “criaron en las dunas” jugando en las *montañas* de arena, es el recreativo. Al margen de los niños, las fuentes orales señalan que familias enteras iban a pasar el domingo a las dunas, vistas en aquellos años, 1930-1940, también como un área de esparcimiento (Figura 3). Asimismo, actualmente, la recuperación de la historia natural de la ciudad a través de la investigación reviste valor social.

Figura 3. Sistema de dunas de Guanarteme en la década de 1930. Fotografía orientada al N con la urbanización creciendo desde el istmo hacia el interior del sistema.



En el plano político, cabe destacar la conclusión a la que llegan Santana-Cordero *et al.* (2016b) de que la decisión de la construcción del puerto de La Luz y de Las Palmas supuso un hecho clave en el desarrollo de la ciudad y desmantelamiento del sistema de dunas de Guanarteme. En este sentido, los números son claros, ya que se pasa de una urbanización que ocupaba un 56,73% del sistema en el año 1949 a una que se sitúa en un 95,62% en el año 2010. Si bien la etapa que ocupa la primera mitad del siglo XX puede ser considerada como fase urbana, esta última puede ser denominada fase de consolidación urbana.

Tabla 1. Coberturas del suelo a mitad del siglo XX y a principios del XXI (de acuerdo con las clases del Corine Land Cover) en los sistemas estudiados (*clase añadida por los autores; zona del sistema de Guanarteme que queda fuera de la fotografía aérea de 1949).

Clases CLC (nivel 1)	Delta del Llobregat		Guanarteme	
	1946-47 ha (%)	2014 ha (%)	1949 ha (%)	2010 ha (%)
0 - Desconocido*	-	-	16,3 (6,57)	-
1 - Superficies artificiales	36,6 (1,74)	1001,7 (47,56)	140,4 (56,73)	236,7 (95,62)
2 - Áreas agrícolas	601,5 (28,54)	144,8 (6,87)	7,3 (2,96)	0
3 - Áreas boscosas y seminaturales			-	-
312 - Pinares	452,9 (21,51)	283,1 (13,44)	-	-
331 - Playas y arenales	143,8 (6,83)	165,5 (7,86)	21,8 (8,93)	10,8 (4,38)
331b - Dunas costeras	86,0 (4,08)	6,7 (0,32)	51,8 (21,23)	-
333 - Espacios con vegetación escasa	451,7 (21,45)	195,9 (9,30)	-	-
4 - Humedales	121,1 (5,75)	225,5 (10,70)	-	-
5 - Cuerpos de agua	214,8 (10,19)	70,2 (3,33)	-	-

5. DISCUSIÓN

Los casos estudiados en este trabajo muestran similitudes y diferencias en los distintos aspectos trabajados. Así, han existido diferencias en el desarrollo de estos espacios, donde el contexto y las dinámicas socioeconómica y política han marcado el camino de su evolución. Mientras que el caso de Guanarteme se corresponde más con un modelo de crecimiento urbanístico bajo las premisas adoptadas por muchas ciudades españolas durante el siglo XIX (Santana-Cordero *et al.* 2016b), con la aparición de los ensanches, el caso del Llobregat responde a un modelo más reciente, típico del siglo XX (Cambó 1919; Valverde 1998; Garcia-Lozano 2019), por medio del cual muchos espacios, con presencia del sector agrario y áreas naturales y semi-naturales, fueron testigos de un proceso de cambio que llegó con la implantación del turismo, como fue el caso del sistema de dunas de Maspalomas (Santana-Cordero *et al.* 2017). Aun así, el caso del delta tiene la peculiaridad de presentar cierto desarrollo industrial y comercial a través de las ampliaciones del puerto y el aeropuerto de Barcelona. Con todo, cabe comentar que mientras el desarrollo de Guanarteme se planificó a mediados del siglo XIX, en el delta esto se llevó a cabo en el siglo XX, lo que ha sido crucial para presentar desarrollos distintos.

Así, en el delta del Llobregat, la gestión territorial de su franja costera constituye un aspecto de sumo interés para nuestro estudio. En este sentido, la destrucción del paisaje dunar así como la posterior regeneración del mismo, sin criterio científico, es una de las grandes cuestiones a abordar. En cierto modo, la adecuación de las playas para su uso turístico y/o por población que habita la zona estacionalmente en clave de segunda residencia ha tenido repercusiones en este tipo de gestión. Por otra parte, cabe mencionar el divorcio entre la protección ambiental y las tareas de recuperación del frente dunar, y la realidad. Autores como Pintó *et al.* (2014) y Panareda y Pintó (2015) hacen un exhaustivo estudio de las especies vegetales del delta y perciben re-

sultados poco satisfactorios en relación a la vegetación y la morfología dunar. Califican la práctica de restauración dunar de los años 90 como una “recreación ajardinada con arena”, donde los criterios estéticos y recreativos prevalecen sobre la función natural o ecológica del paisaje dunar. Las morfologías dunares que se recuperan quedan integradas en los paseos marítimos del mismo modo que si de un jardín se tratara.

Por otro lado, los humedales que aún perviven en el delta, junto a algunos sectores de dunas, han pasado a formar parte de las áreas protegidas del mismo consiguiendo un status especial en cuanto a los usos del suelo y dando fe de la existencia de valores ecológicos de interés medioambiental en el área. Aunque su degradación a lo largo de las últimas décadas son más un testimonio de lo que fue el delta del Llobregat y ya no ha sido más (Paül y Panareda 2018). Un tercer aspecto a tener en cuenta es la presencia del pinar que, aunque fue plantado siglos atrás, ha quedado integrado en el paisaje actual, constituyendo una franja verde de alto valor ecológico, siendo, de interés prioritario según la Directiva Hábitats (CEE, 1992) cuando el pinar está plantado sobre las morfologías dunares (Germain y Pino 2018).

El caso de Guanarteme es sensiblemente diferente y debe ser tratado desde otra perspectiva, en concreto la de un sistema que se ha perdido casi en su totalidad en la actualidad. Con todo, de su estudio se deriva una lección a aprender, como se ha escrito en varios foros de Ecología histórica y Ecología del paisaje en diversas ocasiones (p.e. Swetnam *et al.* 1999), desde el punto de vista la gestión del territorio: conocer el pasado para afrontar el futuro. Con la desaparición de dicho sistema se perdió un interesante espacio desde el punto de vista natural, que ahora supondría un reclamo para el turismo que visita las islas Canarias, como ha pasado con otros espacios similares desde los años 60 y 70 del siglo XX, como Maspalomas o Corralejo (Hernández-Calvento *et al.*, 2014). Así las cosas, y aprendida la lección (o no), una de las líneas que se abren es la exploración de la historia natural de la ciudad de Las Palmas de Gran Canaria, poniendo ésta a disposición de la sociedad mediante actividades y publicaciones de divulgación científica. Igualmente, resulta interesante observar el interés/desinterés que sufrió este espacio por parte de los vecinos de Las Palmas de Gran Canaria, según el momento histórico, y de acuerdo a las necesidades materiales de los sistemas socioeconómicos que ha habido en la historia reciente. Así, mientras en Canarias predominaba un sistema socioeconómico de carácter agrario, un espacio como Guanarteme recibía el rechazo de la sociedad al considerarse éste estéril desde el punto de vista productivo. Sin embargo, una vez superados ciertos escollos tecnológicos y vista la posibilidad de urbanizar el espacio, la percepción cambió y la sociedad, las instituciones y los empresarios pasaron a tener interés en el mismo.

6. CONCLUSIONES

Las conclusiones más relevantes de este trabajo se pueden resumir en tres. En primer lugar, este estudio muestra que, dependiendo del momento histórico en el que se planifica el desarrollo de una zona sedimentaria de costa baja, su evolución va a ser de un tipo o de otro, como de hecho ha pasado en los casos de estudio abordados. En segundo lugar, lo difícil que supone recuperar elementos de un entorno (por ejemplo, las dunas en el delta) cuando estos han sido gravemente impactados o destruidos, no pudien-

do así cumplir correctamente las tareas de restauración del ecosistema con criterios científicos. En tercer y último lugar, la importancia de conocer la historia natural de un sistema cuando este ya ha desaparecido, pues supone aprender una lección desde el punto de vista científico y de gestión del territorio a la vez que existe la opción de impulsar el acervo social mediante actividades divulgativas de dicha historia natural.

7. AGRADECIMIENTOS

Aarón Moisés Santana Cordero es investigador postdoctoral del programa propio de ayudas a la investigación de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Además, el presente trabajo se enmarca en el proyecto RTI2018-095677-B-E00 titulado “Gestión integrada de la zona costera 2.0: Herramientas para implementar el enfoque ecosistémico en la gestión de playas”, financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación así como por los fondos FEDER de la Unión Europea.

8. REFERENCIAS

- BRAND, U., WISSEN, M. (2017) Socio-ecological transformation. En D. Richardson, N. Castree, M. F. Goodchild, A. Kobayashi, W. Liu, R. A. Marston (eds.), *The International Encyclopedia of Geography* (pp. 1-10). John Wiley & Sons.
- BRETÓN, F., MARQUÈS, A., CLAPÈS, J. (1994) Ús social i percepció de les platges a la regió metropolitana de Barcelona. *Documents d'Anàlisi Geogràfica* 25, 37-61.
- CAMBÓ, F. (1919). *Vuit mesos al Ministeri de Foment. Ma gestió ministerial* (Editorial). Barcelona.
- CEE (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (1992). European Union.
- DEFEO, O., MCLACHLAN, A., SCHOEMAN, D.S., SCHACHLER, T.A., DUGAN, J., JONES, A., LASTRA, M., SCAPINI, F. 2009. THREATS TO SANDY BEACH ECOSYSTEMS: A REVIEW. *ESTUARINE, COASTAL AND SHELF SCIENCE* 81, 1-12. DOI: 10.1016/j.ecss.2008.09.022
- FARINA, A. (2006) *Principles and Methods in Landscape Ecology: Towards a Science of Landscape*. Dordrecht (The Netherlands): Springer.
- FERRET I PUJOL, J.L. (2012) Formació del delta del Llobregat. Consell Comarcal del Baix Llobregat i Edicions del Llobregat (Eds.) *Patrimoni, Historia Local i Didàctica*. Homenatge a Jaume Codina. Sant Feliu de Llobregat, pp. 166-183.
- GARCIA-LOZANO, C. (2019). *Els sistemes dunars de la costa catalana: Evolució històrica, estat actual i potencial de restauració*. Tesis doctoral, inédita.
- GERMAIN, J. Y PINO, J. (ED.) (2018). *Els sistemes naturals del delta del Llobregat*. Treballs de la Institució Catalana d'Història Natural, vol. 19. Barcelona: Institut d'Estudis Catalans.
- GONZÁLEZ-MORALES, A., RAMÓN-OJEDA, A. (2015) Aproximación al turismo de salud en canarias. Pasado y presente. *Cuadernos de Geografía*, 97, 49-64.
- HERNÁNDEZ-CALVENTO, L., JACKSON, D.W.T., MEDINA, R., HERNÁNDEZ-CORDERO, A.I., CRUZ, N., REQUEJO, S. (2014) Downwind effects on an arid dunefield from an evolving urbanised area. *Aeolian Research* 15, 301-309. DOI: 10.1016/j.aeolia.2014.06.007
- MARQUÈS, M. A. (1984). *Les formacions quaternàries del delta del Llobregat*. Barcelona: Institut d'Estudis Catalans.

- MARTÍNEZ, M.L., INTRALAWAN, A., VÁZQUEZ, G., PÉREZ-MAQUEO, O., SUTTON, P., LANDGRAVE, R. (2007). The coasts of our world: ecological, economic and social importance. *Ecological Economics* 63 (2), 254-272. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2006.10.022
- PAÜL, V. Y PANAREDA, J.M. (2018). Humedales, dunas y huertas a las puertas de Barcelona. Claves paisajísticas y patrimoniales de los espacios abiertos del delta del Llobregat. En Molineros (coord.) *Paisajes patrimoniales de España (Tomo III): Paisajes patrimoniales mineros, paisajes de dominante hídrica, de dominante urbana y de dominante inmaterial*. Madrid: UAM ediciones.
- PANAREDA, J. M., & PINTÓ, J. (2015). Dinámica de las plantas exóticas en los espacios dunares del delta del Llobregat (Barcelona). En J. De la Riva, P. Ibarra, R. Montorio, & M. Rodrigues (Ed.), *Análisis espacial y representación geográfica: innovación y aplicación* (p. 1793-1802). Zaragoza: Universidad de Zaragoza-AGE.
- PINTÓ, J., PANAREDA, J. M., & MARTÍ, C. (2014). El Paisaje Vegetal De Las Dunas Del Delta Del Llobregat. En R. Cámara Artigas, B. Rodríguez Pérez, & J. L. Muriel Gómez (Ed.), *Biogeografía de Sistemas Litorales. Dinámica y Conservación* (p. 27-33). Sevilla: Universidad de Sevilla.
- SANTANA-CORDERO, A.M., MONTEIRO-QUINTANA, M.L. & HERNÁNDEZ-CALVENTO, L. (2014). Reconstructing the environmental conditions of extinct coastal dune systems using historical sources: the case of the Guanarteme dune field (Canary Islands, Spain). *Journal of Coastal Conservation* 18(4):323-337. DOI: 10.1007/s11852-014-0320-5
- SANTANA-CORDERO, A.M., ARIZA, E. & ROMAGOSA, F. (2016A). Studying the historical evolution of ecosystem services to inform management policies for developed shorelines. *Environmental Science & Policy*, 64, 18-29. DOI: 10.1016/j.envsci.2016.06.002
- SANTANA-CORDERO, A.M., MONTEIRO-QUINTANA M.L. & HERNÁNDEZ-CALVENTO, L. (2016B). Reconstruction of the land uses that led to the termination of an arid coastal dune system: The case of the Guanarteme dune system (Canary Islands, Spain), 1834-2012. *Land Use Policy*, 55, 73-85. DOI: 10.1016/j.landusepol.2016.02.021
- Santana-Cordero, A.M., Bürgi, M., Hersperger, A.M., Hernández-Calvento, L. & Monteiro-Quintana, M.L. (2017). A century of change in coastal sedimentary landscapes in the Canary Islands (Spain) — Change, processes, and driving forces. *Land Use Policy*, 68, 107-116. DOI: 10.1016/j.landusepol.2017.07.028
- Santana Cordero, A.M. (2021) Human-derived environmental consequences for three sedimentary systems of the Canary Islands (Spain) – a study of changes and impacts: a synthesis. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 47. DOI: 10.18172/cig.4932
- Swetnam, T. W., Allen, C. D. & Betancourt, J. L. (1999) Applied historical ecology: using the past to manage for the future. *Ecological Applications* 9(4), 1189-1206.
- VALVERDE, A. (1998) Evolución histórica, origen y significación de la pineda litoral del delta del Llobregat. I (siglos XVI-XIX). *Spartina. Butlletí naturalista del delta del Llobregat*, 3, 63-101. Recuperado desde: http://www.deltallobregat.cat/files/23-46308-document/3_06_evolucion_historica_pineda_litoral_delta_valverde_1997_spartina_3.pdf?go=3d7fa7fcaa728fb82e4b226ca2bfdd7623f0f65447f358ffe81a10b47ab91cc0f1b952bc63b2632a4824c74d90ca84dbb1ecff43d53dfod3

LA RENATURALIZACIÓN DEL RÍO MANZANARES EN LA CIUDAD DE MADRID. CARACTERÍSTICAS DEL PROYECTO Y EFECTO SOBRE LAS AVES INVERNANTES.

THE RENATURALIZATION OF THE MANZANARES RIVER IN THE CITY OF MADRID. CHARACTERISTICS OF THE PROJECT AND EFFECT ON WINTER BIRDS

Pedro Molina Holgado¹

1 Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid, pedro.molina@uam.es ORCID ID: 0000-0001-6129-5648

Íñigo Vicente Hernández²

2 Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid

Fernando Allende Álvarez³

3 Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid. fernando.allende@uam.es, ORCID ID: 0000-0002-9941-8022

Ana Belén Berrocal Menárguez⁴

4 Departamento de Ingeniería del Transporte, Territorio y Urbanismo, Universidad Politécnica de Madrid, anabelen.berrocal@upm.es, ORCID ID: 0000-0001-9777-6216

Lara Jendrzyczkowski Rieth⁵

5 Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, lara.rieth@ufrgs.br, ORCID ID: 0000-0002-8912-1487

Resumen

La renaturalización del río Manzanares es posiblemente la actuación más beneficiosa para la biodiversidad desarrollada en la ciudad de Madrid hasta la fecha. Este proyecto se inicia en 2016 como parte del *Plan de renaturalización del río Manzanares a su paso por la ciudad de Madrid*, basado en una propuesta elaborada por la Organización No Gubernamental Ecologistas en Acción-Madrid. Uno de sus logros más remarcables es la calidad de lo conseguido con un bajo presupuesto. El coste global de la ejecución del plan (1 216 054 €) y su coste ponderado por kilómetro de río (162 140,53 €) quedan muy por debajo de otros proyectos desarrollados en riberas fluviales urbanas situadas en el mismo contexto territorial.

En este trabajo se analizan las características básicas de este proyecto de renaturalización y se evalúa su alcance sobre las poblaciones de aves acuáticas y forestales-palustres durante la invernada (diciembre-enero) de los años 2019-2020 y 2020-2021 en un tramo fluvial de 6,86 Km. Los valores registrados, muy elevados, ponen de manifiesto cómo la iniciativa local puede contribuir a preservar y mejorar la diversidad en el seno de un espacio urbano, aunque este sea un ámbito densamente poblado e intensamente intervenido.

Palabras clave: ríos urbanos, aves, biodiversidad urbana, restauración fluvial urbana, Madrid, río Manzanares

Abstract

The renaturation of the Manzanares River is possibly the most beneficial action for biodiversity developed in the city of Madrid to date. This project began in 2016 as part of the *Plan to re-naturalize the Manzanares river as it passes through the city of Madrid*, based on a proposal prepared by the Non-Governmental Organization Ecologists in Action-Madrid. One of his most remarkable achievements is the quality of what he has achieved with a low budget. The overall cost of executing the plan (€ 1 216 054) and its weighted cost per kilometer of river (€ 162 140, 53) are well below other projects developed on urban river banks located in the same territorial context.

In this work the basic characteristics of this renaturation project are analyzed and its scope is evaluated on the populations of aquatic and forest-marsh birds during the wintering (December-January) of the years 2019-2020 and 2020-2021 in a river section of 6.86 km. The very high values recorded show how local initiative can contribute to preserving and improving diversity within an urban space, even if it is a densely populated and intensely intervened area.

Keywords: urban rivers, birds, urban biodiversity, urban river restoration, Madrid, Manzanares river

1. INTRODUCCIÓN

Los ríos urbanos de Europa han soportado multitud de actuaciones desde hace siglos. Estas intervenciones y la utilización y uso activo del espacio fluvial han generado interesantes paisajes culturales (Mosler, 2022). Estos ámbitos acumulan por tanto importantes valores culturales, aunque lo natural siempre subyace, y todas las tensiones derivadas de su posición urbano-periurbana y uso secular (Berrocal y Molina, 2016). Esta circunstancia se manifiesta de manera muy clara en ámbitos secos o semiáridos como la ciudad de Madrid, en cuyo entorno son muy escasos los espacios fluviales. Además, los ríos urbanos son, como otros espacios libres y zonas verdes situadas en el interior de las ciudades, áreas de especial interés para la biodiversidad, en particular aquellas riberas fluviales que mantienen en su seno espacios seminaturales o remanentes de vegetación natural (Millard, 2008; Molina Holgado, 2015; Pennington y Blair, 2011).

El valor de estos ámbitos varía considerablemente en función de su complejidad estructural, en gran medida relacionada con la complejidad de la vegetación (Crane y Kinzig, 2005; Hasse, 2008). En cualquier caso, su valor es considerable: con frecuencia mantienen un buen número de elementos de fauna y flora propios de zonas no urbanizadas, muy escasas o incluso globalmente amenazadas en ocasiones (Cornelis y Hermy, 2004; Ives *et al.*, 2016), y constituyen un importante corredor ambiental que permite la permeabilización de áreas densamente urbanizadas, como sucede en la ciudad de Madrid (Molina *et al.*, 2020). En sentido contrario, los espacios fluviales urbanos facilitan la dispersión de especies alóctonas procedentes de los hábitats urbanos, áreas fuente de especies invasoras, a lo largo del gradiente urbano-rural (Säumel y Kowarik, 2010). No obstante, como se señala en este mismo trabajo, utilizar especies autóctonas para la revegetación de los corredores fluviales minimizaría

los riesgos de invasión y contribuiría a difundir principios del diseño ecológico en el espacio urbano.

Los ríos urbanos son por tanto espacios valiosos por ser acumuladores históricos y áreas de interés para la biodiversidad, tanto por sus valores intrínsecos como por su importante función como corredor ambiental. Son espacios afectados por todas las tensiones propias de los ámbitos seminaturales situados en el seno de las áreas urbanas, pero también son espacios de oportunidad desde un punto de vista ecopaisajístico y cultural y además fácilmente recuperables, incluso en las situaciones de degradación extrema. El caso del río Manzanares en la ciudad de Madrid es un buen ejemplo de ello: una intervención de muy bajo coste iniciada en 2016 y finalizada en 2018 ha conseguido generar un área de notable interés para aves acuáticas, forestales y palustres, con gran valor en términos de conectividad regional. Ha creado además un recurso cultural, educativo y de ocio asociado a la nueva naturalidad del río, muy valorado por los usuarios de este espacio.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1 Localización y características

El área de estudio ocupa la mayor parte del tramo urbano del río Manzanares en la ciudad de Madrid, 6,86 Km, de los cuales 5,57 Km están canalizados y 1,29 Km están tratados con escollera (Figura 1). La morfología actual del canal es el resultado de una intensa actuación de canalización desarrollada a partir de 1946 que incorporaba además 9 pequeñas presas (De Coca y Fernández, 2011). Las obras transformaron el río en una sucesión de tramos embalsados con lámina de agua fija, sin sectores de régimen rápido. A su vez, las presas se construyeron para generar una ilusión visual: la del río Manzanares, menguado de caudales, convertido en un ancho y poderoso curso, equiparable a los existentes en otras ciudades europeas, bien diferente a su realidad hidrológica y morfológica.

La aportación media anual de la estación de aforo más cercana (Parque Sindical, nº 3070), situada 7 Km aguas arriba del inicio de la zona de estudio, registró un valor de 66,92 hm³ en el periodo 1987-2008 (CEDEX, 2021a). Este valor incluye lo aportado por el río aguas abajo del embalse de El Pardo y el vertido de la depuradora de Viveiros, con tratamiento primario y biológico, construida precisamente para aportar un caudal complementario de agua tratada al río en la ciudad Madrid (Pinto *et al.*, 2014) y poder aumentar así su caudal circulante, en condiciones naturales muy bajo en verano.

La aportación registrada en el tramo de estudio se incrementa de manera notable tras el paso del río por la ciudad de Madrid. En el aforo funcional inmediatamente posterior al límite inferior de la zona de estudio, situado 19,6 Km aguas abajo (Vaciamadrid, nº 3177), el río registró en el mismo periodo (1987-2008) una aportación media anual de 410,12 hm³ (CEDEX, 2021b), tras recibir sólo 4,9 hm³ del arroyo Culebro. La notable diferencia entre los valores marcados entre ambos aforos se debe al incremento del caudal del río Manzanares (x 6,13) causado por los vertidos del sistema de saneamiento de la ciudad de Madrid.

Hasta el desarrollo del plan de renaturalización del Manzanares, el río carecía de vegetación. En la actualidad, las zonas no inundadas del canal están ocupadas por masas de vegetación palustre (*Phragmites australis*, *Typha domingensis*, *Epilobium hirsutum*), herbazales-juncales higrófilos (*Scirpoides holoschoenus*, *Juncus inflexus*, *Rumex cristatus*, *Rumex crispus*, *Rumex palustris*, *Paspalum paspalodes*, *Cyperus eragrostis*), saucedas de orla (*Salix salviifolia*, *Salix atrocinerea*, *Salix purpurea*) y saucedas-chope-ras arbóreas (*Salix alba*, *Salix neotricha*, *Salix fragilis*, *Populus nigra*, *Fraxinus angustifolia*). La variedad y densidad de especies son fruto de las labores de revegetación realizadas, pero también resultado de la rápida regeneración natural del río.

En el área de estudio se localizan cuatro puentes históricos construidos en los siglos XVI, XVIII, XIX y XX (Belinches, 2003) y diecinueve pasarelas, casi todas habilitadas tras el desarrollo del proyecto de ajardinamiento “Madrid río”.

2.2 Obtención de la información y tratamiento de los datos

La información referida a las características básicas del *Plan de renaturalización del río Manzanares en la ciudad de Madrid* procede del documento técnico elaborado por Ecologistas en Acción-Madrid (Parrilla et al., 2016). El análisis de las comunidades de aves se ha realizado a partir de los datos obtenidos en censos quincenales realizados en diciembre de 2019 y 2020 y enero de 2020 y 2021. Los censos de aves forestales-palustres, cuyos resultados se expresan como aves/10 ha (densidad), se han realizado mediante “itinerarios de censo” (Bibby, Burgues et al., 2000), con una banda de conteo principal de 25+25 m. Los censos de aves acuáticas son conteos globales realizados de acuerdo con el *Field Protocol for waterbird counting* (Delany, 2010) y están expresados como cifras globales (abundancia). La diversidad de las comunidades se calcula en ambos casos en *nats* según el índice de Shanon (Magurran, 1988).

La comparación entre los valores de abundancia y densidad se ha realizado utilizando el Test de Kruskal-Wallis (*k*). Cuando se han comparado sólo dos series de valores se ha utilizado la Prueba de los rangos con signos (Wilcoxon *w*) y la Prueba *t*, en ambos casos aplicadas a muestras pareadas. Para la realización de las pruebas anteriores y el tratamiento de los datos se han utilizado los programas Statgraphics Centurion 18 © y Microsoft Excel 2016 ©”.

Figura 1. Localización del área de estudio



Las flechas verdes delimitan la zona de estudio. La flecha blanca marca la separación entre el tramo tratado con escollera (aguas arriba) y el tramo canalizado (aguas abajo).

Fuente: cartografía:www.ign.es. Elaboración propia.

Figura 2. La ribera del río Manzanares en Madrid antes y después del desarrollo del plan de renaturalización



Arriba a la izquierda, vista hacia aguas arriba de la ribera en torno al puente de La Reina antes del inicio del Plan de naturalización. Nótese la escollera, carente de vegetación, y las aguas embalsadas en el cauce por el efecto de la presa n° 2 (23.2.2014). A la derecha, carrizal de *Phragmites australis* desarrollado en las islas formadas en el cauce aguas arriba del Puente del Rey (12.1.2018). En la fila del centro, a la izquierda, aspecto previo a la revegetación de la escollera del tramo situado aguas arriba del puente de La Reina (13.2.2018). A la derecha, aspecto de escollera revegetada en el inicio de la zona de estudio, aguas abajo de la presa n° 1 (14.5.2021). Abajo, a la izquierda, bosquetes de *Populus nigra*, *Salix alba* y *Salix neotricha* con *Populus tremula* desarrollados en las islas formadas aguas abajo del Puente de Segovia (14.5.2021). A la derecha colonización vegetal de las islas formadas aguas arriba del Puente de Segovia (16.4.2021).

Fuente: imágenes de los autores. Elaboración propia.

3. RESULTADOS

3.1 Características del proyecto de renaturalización

En mayo de 2016, el Ayuntamiento de Madrid inició el desarrollo del *Plan de renaturalización del río Manzanares a su paso por la ciudad de Madrid*. Este plan, basado en la propuesta del grupo Ecologistas en Acción, ha supuesto sólo el 0,14% del coste de otra desarrolla anteriormente, *Madrid Río* (450 millones €). Esta última actuación se concretó en el ajardinamiento intensivo del espacio liberado tras el soterramiento de la autopista de circunvalación de Madrid M-30. Precisamente, el presupuesto de la renaturalización del Manzanares (1 216 054 €, -161 140,53 € por Km de cauce-) supuso el 0,03% del coste de las obras de remodelación de esta autopista (Molina Holgado *et al.*, 2020). El plan, cuyas técnicas de trabajo se basaron en los principios de la bioingeniería, contemplaba actuaciones de diversa naturaleza destinadas a la regulación, acondicionamiento del río y recuperación del ecosistema fluvial. Las actuaciones consideradas, así como sus efectos, han sido las siguientes:

- **Comportamiento hidrológico**
La apertura de todas las compuertas que regulaban el río Manzanares en su tramo urbano supuso la eliminación de los tamos embalsados y la recuperación de un comportamiento hidrológico y morfodinámico seminatural, condicionado por la existencia de dos presas aguas arriba (Santillana y El Pardo) y por los vertidos de la depuradora de Viveros. Se facilitó así la recuperación parcial de los procesos naturales de sedimentación y erosión, así como la colonización natural de especies ribereñas de flora y fauna. También la mejora de la continuidad longitudinal del cauce.
- **Morfología del cauce y su ribera**
Este conjunto de actuaciones consideró la retirada parcial de escollera en los tramos extremos, el tendido de su talud, la creación de orillas y la creación de deflectores mediante técnicas de bioingeniería para formar un recorrido sinuoso en el tramo central. Estas actuaciones han causado una clara mejora del ecosistema fluvial, favoreciendo la conectividad lateral del cauce y permitiendo su integración paisajística.
- **Vegetación y fauna**

Estas actuaciones consideraron la revegetación de las escolleras del tramo situado entre el Puente de los Franceses y el puente de la Reina (2,85 Km), previa adición de sustrato vegetal. La revegetación de toda la zona afectada por el plan se realizó con especies arbustivas y arbóreas autóctonas. Se plantaron más de 5000 pies de las siguientes especies: *Populus alba*, *Populus nigra*, varias especies de sauces arbóreos o arborescentes (*Salix alba*, *Salix neotricha*, *Salix atrocinerea*, *Salix salviifolia*, *Salix purpurea*, *Salix eleagnos* subsp. *angustifolia*), *Tamarix canariensis*, *Fraxinus angustifolia* y ocasionalmente *Populus tremula*. También emplearon diversas especies arbustivas, entre otras *Rubus ulmifolius*, *Rubus caesius*, *Crataegus monogyna*, *Rosa pouzinii*, *Rosa squarrosa* o *Rosa micrantha*. Además, se procedió a la eliminación de especies exóticas, a la instalación de nidos y a la suelta de especies amenazadas, procedentes de centros

de recuperación, como *Mauremys leprosa* Galápago leproso. Esta actuación ha logrado un apreciable incremento de la biodiversidad del río debido a la mejora del hábitat fluvial, especialmente para las aves, pero también para otras especies. Recientemente ha habido avistamientos de Nutria paleártica *Lutra lutra* en el entorno del Puente de los Franceses y del desaparecido estadio Calderón (Sánchez, 2019).

3.2 Las comunidades de aves invernantes

La población invernante de aves acuáticas del río Manzanares en la ciudad de Madrid está formada por 19 especies, 15 observadas en 2019-2020 y 17 en 2020-2021. Su composición no mostró diferencias internas estadísticamente significativas durante el periodo de análisis en la temporada 2019-2020 ($k=0,4632$; $p>0,05$; $n=4$) ni en la temporada 2020-2021 ($k=0,4461$; $p>0,05$; $n=4$). Sin embargo, sí se observan diferencias entre ambas temporadas ($w=2,0405$; $p=0,0412$; $n=2$), sin duda debido a las diferentes condiciones meteorológicas y a las grandes diferencias hidrológicas del río Manzanares en ambos inviernos.

Tabla 1. Aves acuáticas. Valores medios de abundancia, riqueza y diversidad

ESPECIES	2019-2020		2020-2021	
	media	Sd	media	Sd
<i>Actitis hypoleucos</i>	0,25	*	0,00	0,00
<i>Alcedo atthis</i>	4,50	1,91	0,75	*
<i>Alopochen aegyptiaca</i>	14,75	2,75	13,75	2,22
<i>Anas penelope</i>	0,00	0,00	0,25	*
<i>Anas platyrhynchos</i>	269,00	38,23	221,50	50,61
<i>Ardea cinerea</i>	0,75	*	2,25	0,96
<i>Cairina moschata</i>	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	890,50	150,24	156,75	109,58
<i>Ciconia ciconia</i>	1,00	*	0,25	*
<i>Egretta garzetta</i>	8,00	3,56	5,00	2,94
<i>Gallinago gallinago</i>	1,50	0,58	0,50	*
<i>Gallinula chloropus</i>	143,00	37,07	78,50	8,58
<i>Larus fuscus</i>	348,50	249,82	41,75	22,11
<i>Lymnocyptes minimus</i>	2,00	0,00	0,50	*
<i>Mareca strepera</i>	0,00	0,00	0,25	*
<i>Phalacrocorax carbo</i>	7,25	2,87	17,50	16,34
<i>Spatula clypeata</i>	0,00	0,00	0,25	
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	0,25	*	0,50	*
<i>Tringa ochropus</i>	0,00	0,00	0,25	*
Abundancia	1692,25	253,53	540,50	131,55
Riqueza	13,00	1,63	10,50	1,00
Diversidad	1,23	0,11	1,32	0,18

* valores de Sd iguales o superiores a la media

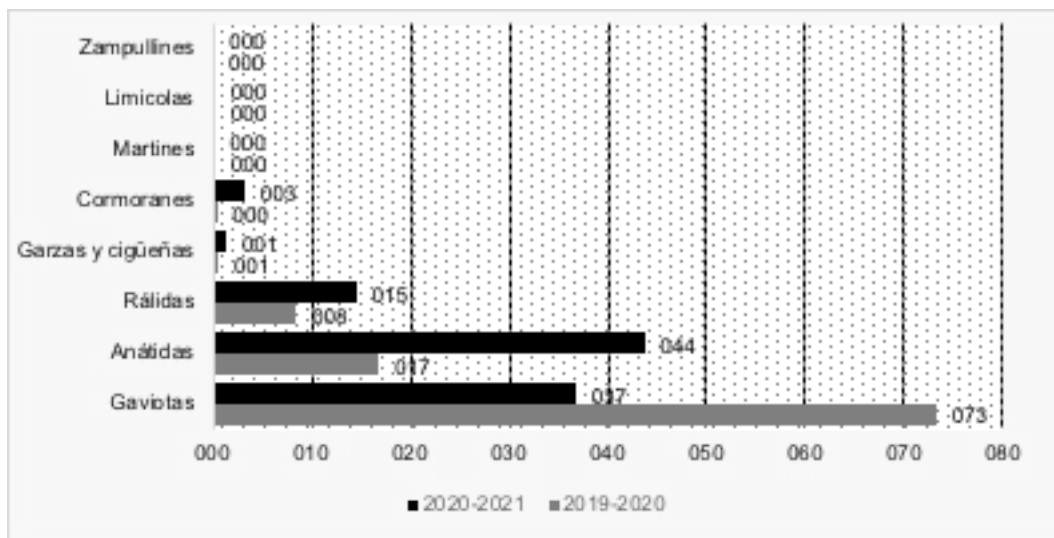
Fuente: datos propios. Elaboración propia.

La abundancia media del invierno 2019-2020 (1692,25±253,53 aves) fue claramente superior a la registrada en 2020-2021 (540,50±131,55 aves), en gran medida debido a la disminución de la población invernante de *Chroicocephalus ridibundus* Gaviota reidora. Los valores medios de diversidad fueron bajos en ambos inviernos, 1,23±0,11 y 1,32±0,18 nats respectivamente.

Como puede observarse en la Tabla 1 y en Figura 3, la composición de los grupos invernantes varía entre ambas temporadas. En 2019-2020 las gaviotas (*Larus fuscus*, *Chroicocephalus ridibundus*) fueron el primer grupo, representando el 73,22% del total (1239±400,6 aves), siendo en 2020-2021 el segundo grupo (36,78%; 198±13,68 aves). El otro grupo dominante (Anátidas) representó en 2019-2020 el 16,83% del total (284,75±40,98), convirtiéndose en 2020-2021 en el primer grupo de aves acuáticas (43,66%; 236±43,66 aves). En ambos inviernos, *Anas platyrhynchos* Anade azu-

lón fue la especie dominante en este grupo: $269 \pm 38,23$ aves (82,9%) en 2019-2020, $221,50 \pm 50,61$ aves (93,86%) en 2020-2021. Las Ráldas, grupo representado por una sola especie (*Gallinula chloropus* Gallineta común) ocupó el tercer lugar en ambos inviernos (8,45% en 2019-2020, 14,5% en 2020-2021). Cabe destacar la presencia en 2020-2021 de algunas anátidas raras o muy raras en ríos urbanos (*Anas penelope* Silbón europeo, *Mareca strepera* Ánade friso y *Spatula clypeata* Cuchara común), aunque en muy bajas densidades. También la presencia en ambos años de *Lymnocyptes minimus* Agachadiza chica, una limícola rara como invernante en el interior peninsular.

Figura 3. Distribución porcentual de la abundancia por grupos de aves acuáticas



Fuente: datos propios. Elaboración propia.

El grupo de aves forestales, palustres y urbanas integra 42 especies, 36 observadas en 2019-2020 y 37 en 2020-2021. Como en el caso de las aves acuáticas, no se observan diferencias estadísticamente significativas en la composición de población invernante en 2019-2020 ($k=0,8254$; $p>0,05$; $n=37$) ni en 2020-2021 ($k=0,4358$; $p>0,05$; $n=36$), aunque sí entre ambos años ($w=5,2972$; $p<0,005$; $n=2$). Los valores medios de densidad oscilaron entre $143,47 \pm 40,17$ en 2019-2020 y $179,56 \pm 29,51$ aves 10/ha en 2019-2020. La diversidad osciló entre $2,35 \pm 0,35$ nats (2019-2020) y $2,76 \pm 0,42$ nats (2020-2021) (Tabla 2, Figura 4).

Son valores bajos si se comparan con los registrados en riberas bien conservadas situadas en ámbitos similares, superiores con frecuencia a 300 aves 10/ha y 3 nats, pero más elevados que los característicos de bosques zonales bien conservados (Molina Holgado, 2002). En cualquier caso, debe considerarse que las obras de renaturalización de la ribera del río Manzanares en Madrid finalizaron hace sólo 3 años.

Los elementos más frecuentes en ambos inviernos fueron aves estrictamente urbanas-periurbanas. Destacan por su elevada densidad *Columba livia* fsa. *domestica* Paloma doméstica y *Passer domesticus* Gorrión común, que representaron conjuntamente el 41 y 48,8% de la densidad global en 2019-2020 y 2020-2021 respectivamente. Otros elementos presentes en ambos inviernos con densidades elevadas ($>4,5$

aves/10ha) fueron, *Pica pica* Urraca, *Columba palumbus* Paloma torcaz, *Turdus merula* Mirlo, *Phylloscopus collybita* Mosquitero común, *Sturnus unicolor* Estornino negro, *Motacilla alba* Lavandera blanca, *Erithacus rubecula* Petirrojo y *Cettia cetti* Cetta ruiseñor.

Globalmente cabe destacar la presencia de algunos elementos raros en áreas urbanas de las dimensiones de la ciudad de Madrid, como *Dryobates minor* Pico menor, *Emberiza schoenichlus* Escribano palustre, *Prunella modularis* Acentor común, *Ptyonoprogne ruspestris* Avión roquero, Piquituerto común *Loxia curvirostra* o *Sitta europea* Trepador azul.

Tabla 2. Aves forestales-palustres. Valores medios de densidad, riqueza y diversidad

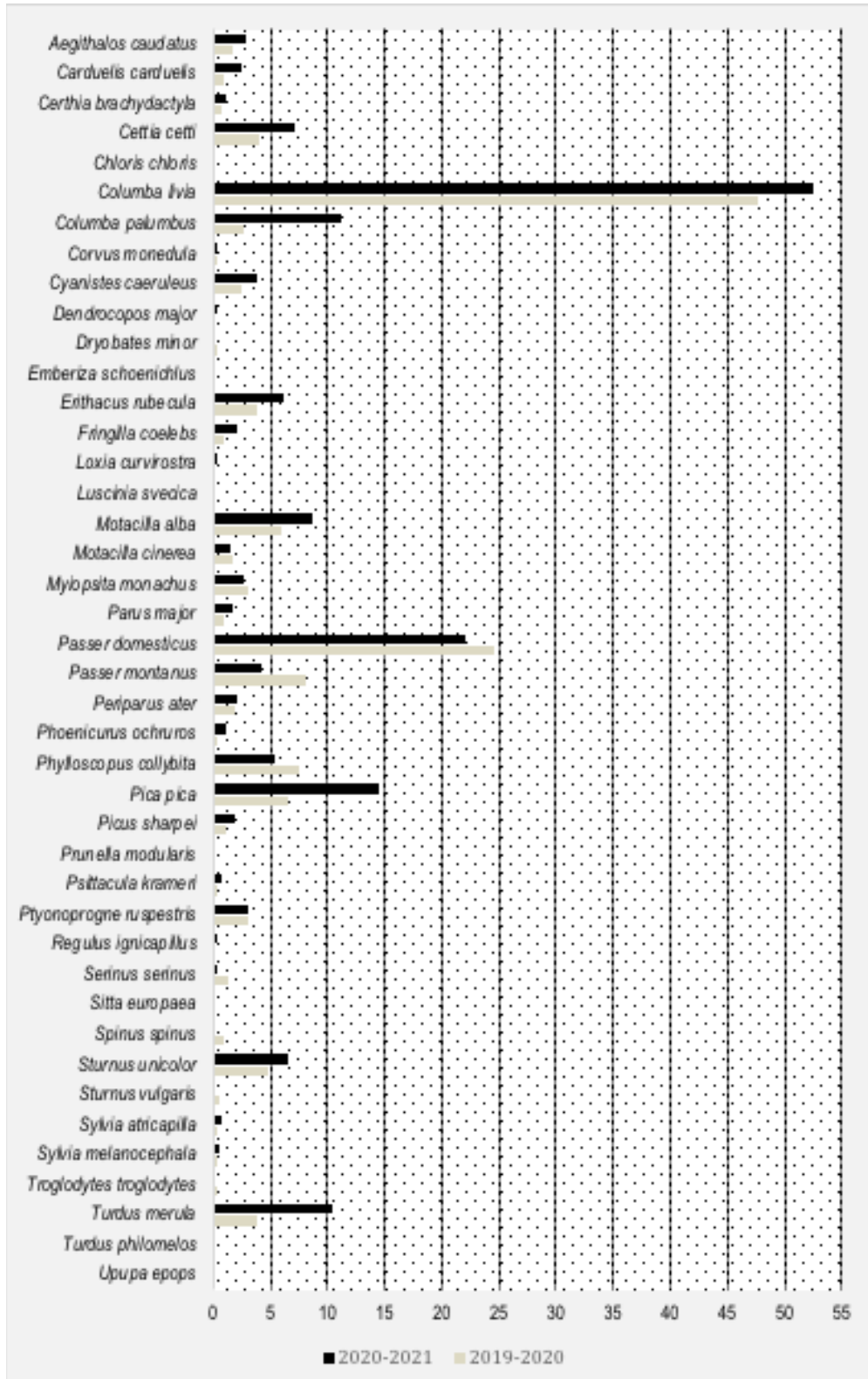
ESPECIES	2019-2020		2020-2021	
	media	Sd	media	Sd
<i>Aegithalos caudatus</i>	1,68	1,51	2,76	0,42
<i>Carduelis carduelis</i>	0,95	*	2,55	*
<i>Chloris chloris</i>	0,22	*	0,00	0,00
<i>Spinus spinus</i>	0,95	*	0,00	0,00
<i>Certhia brachydactyla</i>	0,73	0,38	1,06	0,25
<i>Cettia cetti</i>	4,08	1,63	7,12	2,44
<i>Columba livia</i>	47,58	20,35	52,49	12,86
<i>Columba palumbus</i>	2,62	2,57	11,26	3,15
<i>Corvus monedula</i>	0,29	*	0,32	*
<i>Cyanistes caeruleus</i>	2,55	0,65	3,82	2,05
<i>Dendrocopos major</i>	0,22	*	0,32	*
<i>Dryobates minor</i>	0,36	*	0,00	0,00
<i>Emberiza schoenichlus</i>	0,15	*	0,00	0,00
<i>Erithacus rubecula</i>	3,86	1,64	6,06	4,48
<i>Fringilla coelebs</i>	0,87	0,58	2,02	*
<i>Loxia curvirostra</i>	0,00	0,00	0,42	*
<i>Luscinia svecica</i>	0,00	0,00	0,11	*
<i>Motacilla alba</i>	5,90	1,45	8,71	5,73
<i>Motacilla cinerea</i>	1,75	0,75	1,59	0,21
<i>Myiopsita monachus</i>	3,06	1,44	2,66	0,94
<i>Parus major</i>	0,95	0,44	1,70	0,60
<i>Passer domesticus</i>	24,48	7,04	22,10	8,93
<i>Passer montanus</i>	8,09	5,10	4,25	4,12
<i>Periparus ater</i>	1,89	1,13	2,02	1,27
<i>Phoenicurus ochruros</i>	0,36	0,15	1,17	0,64
<i>Phylloscopus collybita</i>	7,43	3,44	5,31	3,44
<i>Pica pica</i>	6,56	4,83	14,56	5,71
<i>Picus sharpei</i>	1,17	0,63	1,81	0,73
<i>Prunella modularis</i>	0,07	0,15	0,11	*
<i>Psittacula krameri</i>	0,29	0,24	0,74	0,73
<i>Ptyonoprogne ruspestris</i>	2,99	5,59	2,97	2,25
<i>Regulus ignicapillus</i>	0,00	0,00	0,42	0,35
<i>Serinus serinus</i>	1,24	0,73	0,42	*
<i>Sitta europaea</i>	0,00	0,00	0,11	*
<i>Sturnus unicolor</i>	4,88	4,62	6,59	2,24
<i>Sturnus vulgaris</i>	0,44	0,50	0,21	*

<i>Sylvia atricapilla</i>	0,29	0,00	0,64	0,55
<i>Sylvia melanocephala</i>	0,36	0,15	0,53	*
<i>Troglodytes troglodytes</i>	0,29	0,24	0,00	0,00
<i>Turdus merula</i>	3,86	2,99	10,41	2,97
<i>Turdus philomelos</i>	0,00	0,00	0,11	*
<i>Upupa epops</i>	0,00	0,00	0,11	*
<i>Riqueza media</i>	30,00	1,15	30,00	1,41
<i>Riqueza total</i>	37		36	
<i>Densidad</i>	143,47	40,17	179,56	29,51
<i>Diversidad</i>	2,35	0,35	2,76	0,42

* *valores de Sd iguales o superiores a la media

Fuente: datos propios. Elaboración propia.

Figura 4. Aves forestales-palustres. Representación gráfica de la densidad (aves/10 ha)



Fuente: datos propios. Datos propios. Elaboración propia.

Figura 5. Algunas aves de especial interés en el área de estudio



Arriba a la izquierda *Lymnocyrtus minimus* Agachadiza chica (26.12.2019), a la derecha *Anas penelope* Ánade silbón (macho) (6.4.2021). En la segunda fila *Spatula clypeata* Cuchara común (macho) (22.2.2021) y *Alcedo atthis* Martín pescador (macho) (26.12.2019). En la tercera fila, *Passer montanus* Gorrión molinero (26.12.2019) y *Loxia curvirostra* Piquituerto común (hembra) (22.1.2021). En la última fila, a la izquierda *Ptyonoprogne rupestris* Avión zapador (14.1.2020), a la derecha *Picus sharpei* Pito real ibérico (macho y hembra) (29.1.2021). Todas las imágenes proceden del área de estudio.

Fuente: imágenes de los autores. Elaboración propia.

4. DISCUSIÓN

El interés y valor del río Manzanares en Madrid para las aves invernantes tras su renaturalización pone de manifiesto la eficacia y eficiencia de medidas de bajo coste en la recuperación de la biodiversidad. El coste de la intervención por km de río (162 140,53 €) es notablemente inferior al presupuestado en otras intervenciones destinadas formalmente a la recuperación de espacios fluviales próximos en los ríos Tajo y Henares y siempre superiores al millón €/km (Molina *et al.*, 2020).

Se ha incrementado de manera notable la conectividad del río, un conector de gran valor regional que pone en contacto la Sierra de Guadarrama con la Cuenca del Tajo, consiguiendo así mejorar su respuesta y la de su entorno ante posibles perturbaciones naturales y humanas (Whol, 2017). La riqueza total (61 especies), la densidad de aves forestales-palustres (143,47±40,17 en 2019-2020; 179,56±29,51 en 2020-2021) y las cifras globales de aves acuáticas invernantes (1692,25±253,53 en 2019-2020; 540,5±13,55 en 2020-2021) evidencian el valor de lo conseguido. También la presencia de especies raras o muy raras en ambientes urbanos, no observadas hasta el desarrollo de las actuaciones contempladas en el proyecto.

Se ha creado, además, como externalidad positiva del plan un nuevo y complejo recurso de naturaleza recreativa, educativa, cultural e incluso turística cuya rentabilidad debería ser convenientemente analizada.

El plan de renaturalización del río Manzanares ha creado un espacio urbano de gran interés ambiental y recreativo, muy valorado por los usuarios. En este sentido, es interesante observar como este espacio fluvial o el cercano Parque Lineal, igual que otras zonas con espacios fluviales urbanos (Vall-Casas, 2019), se han integrado plenamente en el sistema de zonas verdes de la ciudad, generándose así un estrecho vínculo entre la comunidad local y el río. La recuperación del río ha sido sin duda una labor exitosa, no sólo en términos de recuperación de la biodiversidad, también por la aceptación y valoración de este espacio por parte de los usuarios habituales y ocasionales. Es posible que el éxito de las tareas de recuperación no sólo haya derivado de los esfuerzos de rehabilitación del sistema fluvial urbano en términos ecopaisajísticos, sino también, como indican Gurnell *et al.* (2007), de la aceptación y el apoyo de la comunidad local.

Los planes del actual equipo municipal al inicio de su mandato en 2019 pretendían revertir parte de lo ejecutado en el Plan de renaturalización, diseñado y llevado a cabo en el ejercicio anterior, cerrando la última presa (nº 9) e interrumpiendo así la continuidad del espacio fluvial (López, 2019). La opinión pública, junto con asociaciones de vecinos y grupos ecologistas, se posicionó claramente en contra. Este estado de opinión, favorable al mantenimiento de la integridad y continuidad del río, ha sido posible porque, de manera no formal, se ha conseguido crear conciencia sobre la complejidad de este ecosistema fluvial urbano y ofrecer evidencias a la población sobre el uso apropiado de un ámbito de estas características, como indica May (2006).

El éxito habría sido aún mayor si la renaturalización del río Manzanares se hubiese integrado en un diseño y planificación urbana que considerase la singularidad ecológica de los espacios fluviales urbanos, planteando intervenciones dirigidas a mejorar su función paisajística y ecológica (Francis, 2013). Para ello habría sido necesario, en primer lugar, que gestores y planificadores internalizasen el valor e interés

de los servicios ecosistémicos y paisajísticos de los corredores fluviales como herramientas de planificación (Everard *et al.*, 2012). Porque, a medida que las ciudades incrementan su tamaño y la densidad de su población, los servicios ecosistémicos que brindan la vegetación urbana y la infraestructura verde son cada vez más importantes y necesarios para que las áreas urbanas sean más sostenibles y habitables (Bush *et al.*, 2021).

No parece, lamentablemente, que esta sea la tendencia actual en la ciudad de Madrid: la renaturalización del río derivó en una propuesta sin continuidad y la recuperación del último tramo sin tratar, ubicado en torno al desaparecido estadio Vicente Caderón, no posee ninguna aportación valiosa y sí algunas intervenciones innecesarias y de impacto negativo sobre el espacio fluvial. Por otra parte, la actual política municipal ambiental no considera los retos establecidos en el *Plan de Infraestructura Verde y Biodiversidad* del Ayuntamiento de Madrid (2021), aprobado en 2018; entre otros los referidos a la consolidación de la infraestructura verde urbana y conservación e impulso de la biodiversidad.

5. CONCLUSIÓN

Debido a la oportunidad que suponen los espacios fluviales urbanos en términos ambientales, paisajísticos y de uso, es prioritario el mantenimiento de sus valores y, cuando sea necesario, recuperar su naturalidad. Es necesario que las actuaciones que se desarrollen en estos ámbitos respeten los procesos naturales de los ríos, el transporte de sedimentos y nutrientes, sus crecidas y estiajes, la calidad de sus aguas y las comunidades vegetales asociadas a los mismos. Estas labores de recuperación, en ningún caso, deben consumir su artificialización, tratando el río como un espacio verde antropogénico. Porque no lo es, porque un río es esencialmente diferente y proyectos de arquitectura del paisaje, o de ingeniería hidráulica, no hacen más que banalizar paisajes que son patrimonio común, relevantes, esenciales y singulares en el tejido urbano.

En este sentido se ha desarrollado el plan de renaturalización del río Manzanares, la intervención más rentable y beneficiosa en términos ambientales llevada a cabo en la ciudad de Madrid. Este plan es además un excelente ejemplo de cómo la iniciativa local puede contribuir a mantener e incrementar la biodiversidad en el interior las zonas urbanas y suburbanas con alta densidad de población, como la ciudad de Madrid y su entorno metropolitano.

6. BIBLIOGRAFÍA

AYUNTAMIENTO DE MADRID (2021). Plan de Infraestructura Verde y Biodiversidad. In Ayuntamiento de Madrid. Retrieved from <https://www.madrid.es/portales/munimadrid/es/Inicio/Medio-ambiente/Parques-y-jardines/Plan-de-Infraestructura-Verde-y-Biodiversidad/?vgnextoid=5fdec0f221714610VgnVCM2000001f4a900aRCRD&vgnnextchannel=2ba279ed268fe410VgnVCM1000000b205a0aRCRD>

BELINCHES, A. (DIR.) (2003). *Arquitectura de Madrid*. Madrid: Fundación COAM.

- BERROCAL, A.B. & MOLINA HOLGADO, P. (2016). El valor de los paisajes fluviales. Su consideración en la planificación y la normativa, *Planur-e*, 6, 1-15. Retrieved from <https://www.planur-e.es/articulos/ver/el-valor-de-los-paisajes-fluviales>
- BIBBY, C.J., BURGUESS, N. D., HILL, D. A. & MUSTOE, S. H. (2000). *Bird census techniques*. London: U.K. Academic Press.
- BUSH, J., ASHLEY, G. & FOSTER, B. (2021). Integrating Green Infrastructure into Urban Planning: Developing Melbourne's Green Factor Tool. *Urban planning* 6 (1), 20-31. DOI: <https://doi.org/10.17645/up.v6i1.3515>
- CEDEX (2021A). Anuario de aforos 2017-2018. Estaciones de aforo: datos de estación foronómica. Estación 3070: río Manzanares en Madrid (Parque Sindical).
RETRIEVED FROM <HTTPS://CEH.CEDEX.ES/ANUARIOAFOROS/AFO/ESTAF-DATOS.ASP?INDROEA=3070>
- CEDEX (2021B). Anuario de aforos 2017-2018. Estaciones de aforo: datos de estación foronómica Estación 3177: río Manzanares en Vaciamadrid.
RETRIEVED FROM HTTPS://CEH.CEDEX.ES/ANUARIOAFOROS/AFO/ESTAF-DATOS_ANUAL.ASP?INDROEA=3177
- CORNELIS, J. & HERMY, M. (2004). Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landscape and Urban Planning* 69, 385-401. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2003.10.038
- CRANE, P. & KINZIG, A. (2005). A. *Nature in the Metropolis*. *Science*, 308: 1225. DOI: 10.1126/science.1114165
- DE COCA, J. & FERNÁNDEZ, F. (2011). La renovación del Manzanares: transformaciones y reciclaje. *Paisajes urbanos. Proyecto, progreso, arquitectura* 4, 88-105.
RETRIEVED FROM HTTP://OA.UPM.ES/10763/1/INVE_MEM_2011_96511.PDF
- DELANY, S. (2010). *Guidance on waterbird monitoring methodology: Field Protocol for waterbird counting*. Wageningen The Netherland: Wetlands International.
- EVERARD, M. & MOGGRIDGE, H.L. (2012.) Rediscovering the value of urban rivers. *Urban Ecosystems* 15, 293-314. DOI: 10.1007/s11252-011-0174-7
- FRANCIS, R. A. (2013). Urban rivers: novel ecosystems, new challenges. *WIREs Water*, 1, 19-29. DOI: 10.1002/wat2.1007
- GURNELL, A., LEE, M., & SUCH, C. (2007). Urban Rivers: Hydrology, Geomorphology, Ecology and Opportunities for Change. *Geography Compass* 1 (5),1118-1137. DOI: 10.1111/j.1749-8198.2007.00058.x
- HAASE, D. (2008). Urban Ecology of Shrinking Cities: An Unrecognized Opportunity? *Nature and Culture*, 3 (1), 1-8. DOI: 10.3167/nc.2008.030101
- IVES, C.D.; LENTINI, P.E., THRELFALL, C.G., KAREN IKIN, K., DANIELLE F. SHANAHAN, D. F., GARRARD, G.E., BEKESSY, S. A., FULLER, R. A., LAURA MUMAW, L., RAYNER, L., ROWE, R., VALENTINE, L.E. & KENDA, D. (2016). Cities are hotspots for threatened species. *Global Ecology and Biogeography*, 25, 117-126. DOI: 10.1111/geb.12404
- LÓPEZ, J. (2019). Ecologistas aboga por no volver a cerrar la presa 9 y la Escuela de Remo espera volver al Manzanares. *Madrid Diario*. Retrieved from <https://www.madrididiario.es/468503/la-escuela-de-remo-esperanzada-por-volver-al-manzanares>
- MAGURRAN, A. E. (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. London: Coom Helm: UK.
- MAY, R. (2006). "Connectivity" in urban rivers: Conflict and convergence between ecology and design. *Technology in Society*, 28 (4),477-488. DOI: 10.1016/j.techsoc.2006.09.004
- MILLARD, A. (2008). Semi-natural vegetation and its relationship to designated urban green space at

- the landscape scale in Leeds, UK. *Landscape Ecology*, 23, 1231–1241. DOI: 10.1007/s10980-008-9256-1
- MOLINA HOLGADO, P. (2002). Características e importancia ornitológica de los bosques de ribera. En J. Panareda & J. Pinto (eds.), *Temas en Biogeografía* (pp. 175–182). Terrasa: Aster. Retrieved from https://www.researchgate.net/publication/348703614_Caracteristicas_e_importancia_ornitologica_de_los_bosques_de_ribera
- MOLINA HOLGADO, P. (2015). Las zonas verdes, enclaves urbanos de alta diversidad: caracterización de las comunidades de aves en parques de Madrid y Guadalajara. En M. E. Arozena Concepción & Carmen Romero Ruiz (Coords.), *Temas y lugares. Homenaje a Eduardo Martínez de Pisón* (pp. 219–247). La Laguna: Universidad de La Laguna. Retrieved from https://www.researchgate.net/publication/321184756_Las_zonas_verdes_enclaves_urbanos_de_alta_diversidad_caracterizacion_de_las_comunidades_de_aves_en_parques_de_Madrid_y_Guadalajara
- MOLINA HOLGADO, P., JENDRZYCZKOWSKI RIETH, L., BERROCAL MENÁRGUEZ, A.-B. & ALLENDE ÁLVAREZ, F. (2020). The Analysis of Urban Fluvial Landscapes in the Centre of Spain, Their Characterization, Values and Interventions. *Sustainability*, 12, 4661. DOI: 10.3390/su12114661
- MOLINA HOLGADO, P., LÓPEZ-ESTÉBANEZ, N., BERROCAL-MENÁRGUEZ, A.B., ALLENDE ÁLVAREZ, F. & DEL CORRO TORO, M. (2020). The Contribution of Local Management to Biodiversity Conservation: An Analysis of Specific Cases in the Region of Madrid (Spain). *Land*, 9 (11), 1–26. DOI: 10.3390/land9110462
- MOSLER, S. (2021). The transformative role of rivers in the evolution of urban landscapes: a case study from urban rivers of Chelmsford in Essex. *Journal of Urban Design*, 26 (1), 95–116, DOI: 10.1080/13574809.2020.1835466 Essex.
- PARRILLA DOMÍNGUEZ, O., GONZÁLEZ CASTELLANO, S., HABELA SANZ, F., CORBACHO, F., MARTÍN BARAJAS, S. & GONZALEZ BRIZ, E. (2016). *Plan de Naturalización y Restauración Ambiental del Río Manzanares a su paso por la ciudad de Madrid*. Madrid: Ayuntamiento de Madrid.
- PENNINGTON, D.N., BLAIR, R. (2011). Habitat selection of breeding riparian birds in an urban environment: untangling the relative importance of biophysical elements and spatial scale. *Diversity and Distribution*, 17, 506–518. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2011.00750.x
- PINTO CRESPO, V., GILI RUIZ, R., & VELASCO MEDINA, F. (2015). *Historia del saneamiento de Madrid*. Madrid: Fundación Canal. Retrieved from <https://www.fundacioncanal.com/libros-electronicos/historia-saneamiento-madrid2/files/assets/basic-html/index.html#267>
- SÁNCHEZ, E. (2019). La nutria entra al centro de Madrid surcando el Manzanares. *El País*. Retrieved from https://elpais.com/sociedad/2019/06/20/actualidad/1561007625_268315.html
- SÄUMEL, I. & KOWARIK, I. (2010). Urban rivers as dispersal corridors for primarily wind-dispersed invasive tree species. *Landscape and Urban Planning*, 94 (3–4), 244–249. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2009.10.009
- VALL-CASAS, P., BENAGES-ALBERT, M., ELINBAUM, P., GARCIA, X., MENDOZA-ARROYO, C. & RODRIGO CUÉLLAR JARAMILLO, A. (2019). From metropolitan rivers to civic corridors: assessing the evolution of the suburban landscape, *Landscape Research*, 44:8, 1014–1030. DOI: 10.1080/01426397.2018.1519067
- WOHL, E. (2017). Connectivity in rivers. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 41 (3), 345–36. DOI: 10.1177/0309133317714972

METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN DEL PELIGRO DE CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS POR NITRATOS EN ESPACIOS RURALES. APLICACIÓN AL ACUÍFERO DE GALLOCANTA (ARAGÓN, ESPAÑA)

METHODOLOGICAL PROCEDURE TO ASSESS GROUNDWATER HAZARD POLLUTION TO NITRATES IN RURAL AREAS. APPLICATION TO THE GALLOCANTA GROUNDWATER MASS (ARAGÓN, SPAIN)

José María Orellana-Macías^{1,2}, María Jesús Perles³, Jesús Causapé¹

1 Instituto Geológico y Minero de España, jm.orellana@igme.es, 0000-0003-2695-2766

j.causape@igme.es 0000-0002-9165-9710

2 Departamento de Ciencias de la Tierra, Universidad de Zaragoza

3 Departamento de Geografía, Universidad de Málaga, mjperles@uma.es, 0000-0002-1123-852X

Resumen

La contaminación por nitratos de origen agrario es un problema medioambiental de primer orden en todo el mundo. Los análisis de riesgo de contaminación de las aguas subterráneas incluyen mapas de peligrosidad que se usan para clasificar el territorio en función de su potencial de contaminación. El objetivo del presente trabajo es ofrecer un índice de peligrosidad, llamado Índice de Peligrosidad por Aporte de Nitrógeno, basado en el aporte de nitrógeno y en su conexión con las concentraciones de nitratos en las aguas subterráneas, y que permita obtener mapas fiables de peligrosidad. La efectividad del índice se ha comprobado en el acuífero de Gallocanta (Aragón, España). Para ello, se han utilizado datos de necesidades de fertilización de los cultivos a escala de parcela. Los resultados se han representado cartográficamente, permitiendo la delimitación de las zonas de mayor peligrosidad. El índice ha probado ser efectivo para estimar la influencia del nitrógeno aportado sobre la concentración subterránea de nitratos, y su clasificación se han basado en los límites legales establecidos por la Directiva Europea de Nitratos, lo que permite que pueda ser utilizado como herramienta de apoyo para la evaluación de riesgos de las actividades agrícolas en entornos de por sí vulnerables.

Palabras clave: índice de peligrosidad, mapa de peligrosidad, nitratos, fertilización, Gallocanta

Abstract

Pollution caused by nitrates from agricultural sources is a common environmental issue across the world. Groundwater pollution risk analyses include hazard maps, which are used to classify lands according to its potential of pollution. The aim of this

work is to provide a hazard index, based on the nitrogen input and its connection to nitrate concentration observed in groundwater, which allow to obtain detailed hazard maps. The effectiveness of the so-called Nitrogen Input Hazard Index is tested in the Gallocanta aquifer (Aragón, Spain). To do so, nitrogen requirements of the crops at a plot scale have been used. The resulting hazard maps have allowed to delimit the most hazardous areas. The index has proven to be effective for estimating the influence of nitrogen input over nitrate concentration in groundwater, and its classification has been based on the legal threshold established by the EU Nitrate Directive. Therefore, the index may be used as a supporting tool in risk analyses of agricultural activities in vulnerable areas.

Keywords: hazard index, hazard map, nitrates, fertilization, Gallocanta

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación de las masas de aguas superficiales y subterráneas es uno de los principales problemas ambientales causados por actividades humanas (Sutton *et al.* 2011). La presión sobre los recursos hídricos es especialmente alta desde la segunda mitad del siglo XX, debido al aumento de la población y la expansión de la urbanización, la industrialización y la agricultura, lo que ha repercutido negativamente en la calidad del agua (Su *et al.*, 2013).

En este contexto, la intensificación de la agricultura ha sido facilitada la mejora en las técnicas de cultivo, el uso de tecnología y maquinaria, y el empleo masivo de fertilizantes nitrogenados. Sin embargo, el uso excesivo de purines y de fertilizantes sintéticos tiene consecuencias medioambientales, haciendo de ellos la principal fuente de contaminación de origen agrícola debido a la sobrefertilización con nitrógeno, que facilita su lixiviado, y puede alcanzar las masas de agua en forma de nitrógeno orgánico, amonio o nitrato (NO_3^-). La principal consecuencia de la elevada concentración de nitrógeno es la eutrofización de las masas de agua, y su pérdida de calidad, lo que puede llevar a la destrucción del ecosistema, o a su inutilización para abastecimiento humano (Dorgham, 2013; Ward, 2009).

Con el objetivo de controlar y mitigar los efectos de las concentraciones de nitratos, la Unión Europea ha aprobado diferentes directivas para la protección del agua. La Directiva Marco del Agua se reconoce como el eje vertebrador de otras Directivas, como la Directiva de Aguas Subterráneas o la Directiva de Nitratos. Siguiendo esta última, los países miembros se comprometen a reducir la contaminación por nitratos de origen agrario a través de diferentes herramientas, entre las que se encuentran la declaración de Zonas Vulnerables a la contaminación por Nitratos.

En el marco las políticas actuales para la protección ambiental, los estudios de riesgos juegan un papel importante para la cuantificación de las presiones de origen humano y la identificación de fuentes potenciales de contaminación, por lo que pueden ser considerados como una herramienta útil para cuantificar el riesgo y la peligrosidad. En el caso concreto de las aguas subterráneas, diversos autores han desarrollado índices de peligrosidad con el objetivo de delimitar y clasificar las

fuentes de contaminación. Pueden ser mencionados el Danger Contamination Index, desarrollado por Civita y De Maio (1997), el Pollutant Origin Surcharge Hydraulically, propuesto por Foster *et al.*, (2002), o el Hazard Index, elaborado por De Ketelaere *et al.*, (2004). Estos índices fueron diseñados para poder ser implementados en un amplio abanico de zonas de estudio, con casuísticas completamente diferentes y una gran variedad de fuentes de contaminación, lo cual les otorga un alto potencial de análisis, pero al mismo tiempo les hace tener ciertas carencias relacionadas la infravaloración de fuentes de contaminación menos nocivas, y de carácter difuso, pero que son las más comunes, como la contaminación difusa de zonas agrícolas.

Otros autores han desarrollado metodologías específicas para la valoración de la contaminación por nitratos en entornos agrícolas (Padovani y Trevisan, 2002; Diodato *et al.*, 2013), y se han propuesto índices de contaminación, en los que se combinan elementos relacionados con la peligrosidad y la vulnerabilidad (Shaffer y Delgado, 2002; Birkle *et al.*, 2005; O'Geen *et al.*, 2019).

De esta forma, el objetivo del presente trabajo es proponer una metodología para la elaboración de índice de peligrosidad de contaminación de las aguas subterráneas. Para ello, se propone (1) la evaluación metodológica de la peligrosidad para fuentes difusas basada en criterios cuantitativos; (2) la delimitación de intervalos de peligrosidad basados en parámetros cuantificables, y (3) la comprobación de la eficacia de la metodología propuesta en la masa de agua subterránea de Gallocanta.

2. METODOLOGÍA

2.1 Índice de Peligrosidad de Aporte de Nitrógeno

Basado en las necesidades de fertilización nitrogenada de los cultivos, el índice estima la peligrosidad de contaminación. Dicha peligrosidad es clasificada en base a la relación entre el aporte de nitrógeno en superficie y el nivel de contaminación de las aguas subterráneas, y sigue un proceso de tres pasos:

Paso 1. Inventariado de las fuentes de peligro y clasificación

El primer paso consiste en la clasificación de todas las fuentes potenciales de contaminación relacionadas con las zonas de cultivo, que pueden considerarse como la principal fuente de contaminación difusa. A partir del mapa de usos del suelo, el primer nivel de clasificación distingue entre tipos de cultivo, por lo que las parcelas y las zonas agrícolas tienen que ser delimitadas de forma precisa. Esta información es complementada con datos sobre el tipo de manejo hídrico, así como con otra información que pueda influir sobre el potencial de contaminación de cada parcela.

Paso 2. Cálculo de las necesidades de fertilización nitrogenada de los cultivos

Para saber la cantidad potencial de nitratos que puede alcanzar las aguas subterráneas se han calculado las necesidades de fertilización de cada cultivo. Dichas necesidades se han basado en la extracción de cada cultivo, la cosecha estimada, y

el manejo hídrico. Estos parámetros dependen de la localización de la parcela y el sistema de riego, que influyen en la cosecha esperada. La necesidad de fertilización de los cultivos se ha calculado con la siguiente ecuación:

$$NF = \text{Extracción de nitrógeno} \times \text{Cosecha}$$

Donde NF es la necesidad de fertilización en Kg N/ha, la absorción de nitrógeno de la planta en Kg N necesarios para producir una tonelada de cosecha, y la Cosecha esperada en t/ha.

Paso 3. Delimitación de intervalos y clasificación de fuentes de contaminación

La clasificación de las fuentes de contaminación está basada en la cantidad potencial de nitrógeno que puede ser emitida en cada punto, y la consecuente concentración de NO_3^- en el acuífero. Para la valoración de la peligrosidad con una variable cuantificable se ha optado por utilizar la relación entre la NF y la concentración de NO_3^- medida en el acuífero, la cual ya ha sido utilizada en otras metodologías de evaluación del riesgo (Corniello *et al.* 2007; Diodato *et al.* 2013).

El establecimiento de los intervalos de peligrosidad está basado en la relación entre la NF y la concentración de NO_3^- en las aguas subterráneas. La hipótesis que se considera, es que, ante valores de vulnerabilidad intrínseca similares, aportes más altos de nitrógeno implican mayores concentraciones de NO_3^- en las aguas subterráneas. A partir de esta relación, es posible identificar qué necesidades de fertilización puede producir concentraciones bajas, medias, y altas de NO_3^- en el acuífero, y, por lo tanto, delimitar los intervalos de peligrosidad baja, moderada y alta.

Para comprobar el grado de robustez de la correlación, se puede aplicar un análisis multivariante de agrupamiento de los datos, incluyendo valores de NF, concentración de NO_3^- , y vulnerabilidad intrínseca en el periodo de tiempo objeto de estudio. En este análisis se utiliza el cuadrado de la distancia euclidiana y el método de Ward para comprobar la similitud entre observaciones y obtener asociaciones jerarquizadas (Hair *et al.*, 1999).

A partir de los parámetros obtenidos en el segundo paso, se estima la cantidad total de nitrógeno aportado a la zona de estudio para una serie temporal larga y robusta, y se calcula la cantidad media anual de nitrógeno introducido. Para dicha serie de tiempo, se considera la concentración de NO_3^- en las aguas subterráneas, y se analiza estadísticamente la correlación entre ambos parámetros. De esta forma, la cantidad de nitrógeno requerido para alcanzar una determinada concentración de NO_3^- en el acuífero puede ser estimada, y a partir de esta información se puede inferir qué valores potenciales de NF a escala de parcela son necesarios para alcanzar dicha concentración. En la Directiva de Nitratos se concluye que el nivel de afección de una masa de agua es dependiente de la concentración de NO_3^- , y establece los límites en 25 mg/L para considerar dicha masa como afectada, y 50 mg/L para considerarla como contaminada. Estos mismos valores se han utilizado para determinar los niveles de peligrosidad, y a partir de ellos, se ha estimado la cantidad de nitrógeno que tiene que ser aportado para alcanzarlos. Se han clasi-

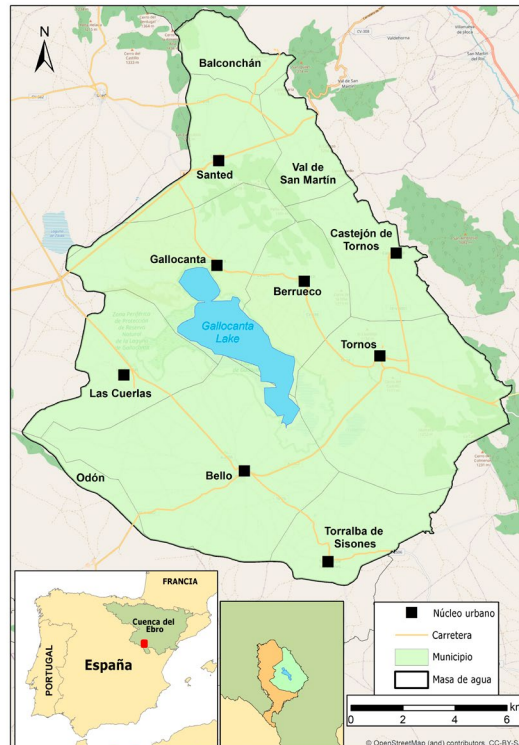
ficado tres intervalos de peligrosidad, dependiendo de sus necesidades de fertilización:

- Baja: necesidades de fertilización calculadas inferiores al umbral de fertilización estimado para alcanzar 25 mg/L.
- Moderada: necesidades de fertilización calculadas inferiores al umbral de fertilización estimado para alcanzar 50 mg/L.
- Alto: necesidades de fertilización calculadas superiores al umbral de fertilización estimado para alcanzar 50 mg/L.

2.2 Área de estudio

La masa de agua de Gallocanta se encuentra en el noreste de la península Ibérica, en Aragón. Está formada por una serie de acuíferos multicapas y forma parte de la cuenca endorreica de Gallocanta. Su extensión superficial es de 223 km², y en la parte central de la misma se encuentra la laguna de Gallocanta, considerada la laguna salada más grande de Europa (Figura 1).

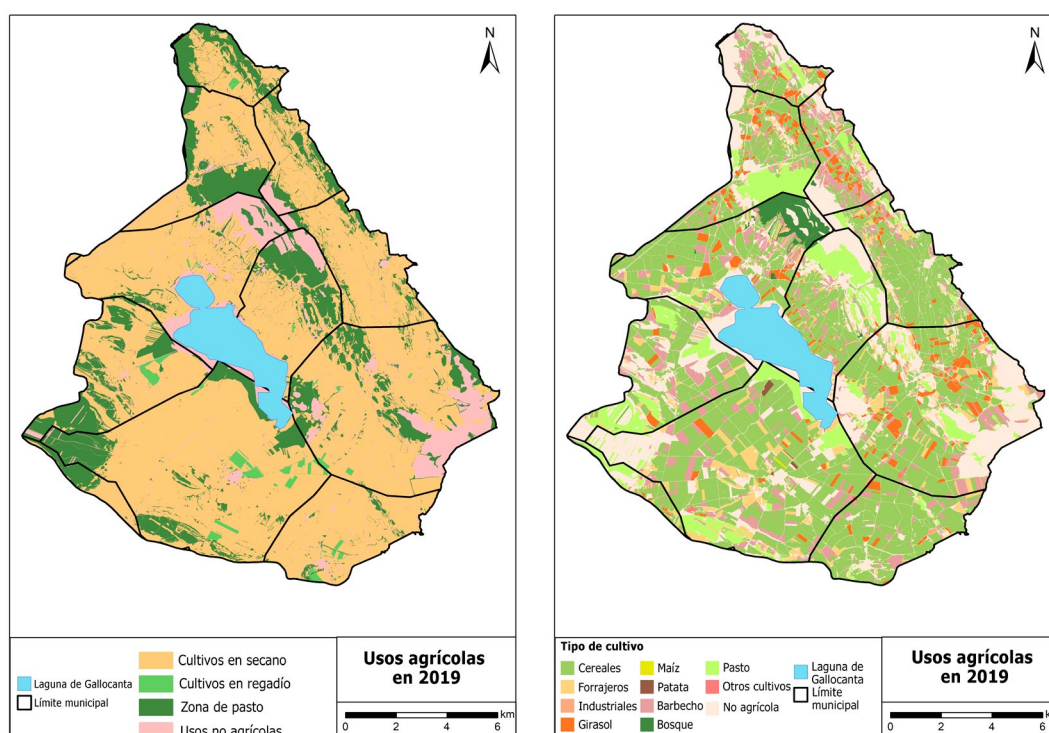
Figura 1. Localización de la masa de agua subterránea de Gallocanta



Fuente: Elaboración propia.

El área de estudio ha estado tradicionalmente sometida a una alta presión agrícola, especialmente debido al cultivo extensivo de cereales de invierno, girasol y cultivos forrajeros (Figura 2). En las últimas décadas, han aparecido algunas zonas de cultivos en regadío, aunque su localización se encuentra restringida a pequeñas parcelas en la zona meridional y occidental de la masa de agua.

Figura 2. Mapa de cultivos y usos agrícolas en la zona de estudio



Fuente: Elaboración propia.

Como se puede observar en la Figura 2, más del 80% de la zona de estudio es zona arable, y de esta, el 78% está ocupada por hectáreas de secano, mientras que solo el 2% son parcelas de regadío. En relación a los cultivos, los cereales de invierno, especialmente el trigo y la cebada, el girasol y la alfalfa son los cultivos más extendidos.

Dada la alta concentración de nitratos medidos en la zona, y siguiendo la Directiva de Nitratos, la masa de agua subterránea de Gallocanta fue declarada Zona Vulnerable a la contaminación por Nitratos en 1997. No obstante, a pesar de la implementación de varios programas de acción que incluyen limitaciones y restricciones a la fertilización, la concentración de nitratos en la mayor parte de la zona de estudio está por encima del límite de 50 mg/L, llegando incluso a triplicar dicho límite.

2.3 Aplicación del índice a la zona de estudio

El índice se ha calculado para el año 2019, y las series de datos utilizadas para el análisis de la relación entre el aporte de nitrógeno y la concentración de NO₃⁻ en el acuífe-

ro han abarcado el periodo 1992–2019. Además, se han distinguido 14 tipos de cultivo y se han utilizado 288 muestras de concentración de NO₃⁻ obtenidas de 42 puntos dentro de la zona de estudio.

La información sobre el uso del suelo ha sido obtenida del Gobierno de Aragón, a partir de los datos de la Política Agraria Comunitaria (PAC). Las necesidades de fertilización se han estimado siguiendo el Informe del Balance del Nitrógeno en la Agricultura Española en 2016, publicado por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 2018). Esta información fue complementada con entrevistas con los agricultores de la zona y las cooperativas. La Tabla 1 recoge la información sobre los cultivos.

Tabla 1. Extensión, Necesidades de Fertilización y tipo de manejo hídrico de cada tipo de cultivo en la zona de estudio.

Grupo de cultivo	Cultivo	Ha	NF (Kg N/ha)	Secano	Regadío
Cereales	Trigo	1664	97	X	X
	Cebada	6809	98	X	X
	Avena	46	74	X	
	Centeno	967	69	X	X
	Triticale	418	79	X	
	Corn	5	263		X
Leguminosas	Veza	6	-*	X	
	Yero	11	-*	X	
Tubérculos	Patata	21	192		X
Cultivos industriales	Girasol	861	38	X	X
Cultivos forrajeros	Alfalfa	924	-*	X	
	Esparceta	303	-*	X	
Vegetales	Pepino	0,5	44		X
	Tomate	0,5	117		X
	Cebolla	1	91		X
	Otros	1,2	140		X
Frutales	Almendra	10	58	X	

Leyenda: * fijación de nitrógeno en legumbres. No se ha considerado fertilización nitrogenada

Fuente: MAPA, Gobierno de Aragón. Elaboración propia.

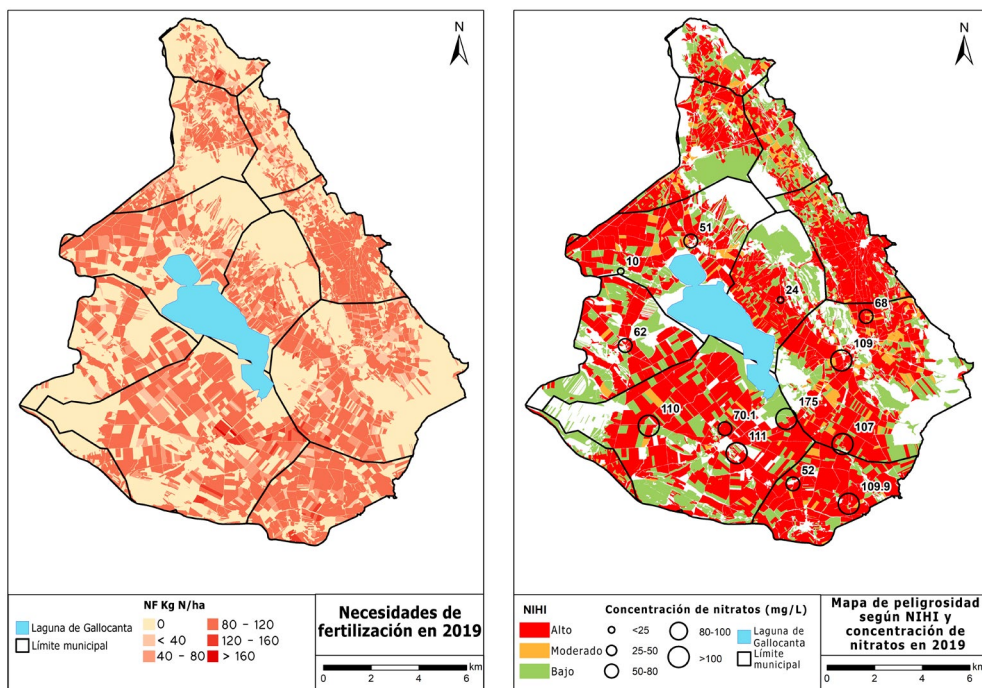
En relación a los datos de concentración de NO₃⁻ y vulnerabilidad intrínseca en la zona de estudio, estos fueron obtenidos de la base de datos pública de la Confederación Hidrográfica del Ebro. Para el análisis clúster se han utilizado datos de 13 puntos de muestreo para el año 2019, y el resultado muestra que independientemente del valor de vulnerabilidad intrínseca de la zona, valores altos de NF están relacionados con valores altos de concentración de NO₃⁻, por lo que la peligrosidad (NF) influye más en la concentración de NO₃⁻ que la vulnerabilidad.

Una vez realizado el análisis clúster se han delimitado los intervalos de peligrosidad. Para ello, se ha calculado el valor anual de NF en Kg N/ha, la cantidad total anual de nitrógeno aportado (en Kg/ha), y la concentración media anual de NO₃⁻ para el periodo 1992-2019. Para explorar la correlación entre parámetros se ha utilizado un tiempo de tránsito de dos años, basado en estudios previos (CHE, 2003). El resultado de la correlación fue estadísticamente significativo (Pearson $p = 0,46$, $P = 0,03$), lo cual permite reafirmar la relación entre el aporte de nitrógeno y la concentración de NO₃⁻ en las aguas subterráneas, así como establecer la cantidad de nitrógeno que debe aportarse por unidad (Kg N/ ha) para alcanzar una determinada concentración de NO₃⁻.

3. RESULTADOS

Las mayores necesidades de fertilización se observan en la zona suroeste de la laguna de Gallocanta (Figura 3), en los alrededores de los núcleos de Bello y Torralba de los Sisones. Estas necesidades son especialmente altas en parcelas regadas, ya que las cosechas estimadas son mayores. Las necesidades de fertilización en la mayor parte del área de estudio se encuentran entre 80 y 120 Kg N/ha, mientras que la extensión de cultivos con necesidades superiores a 120 kg N/ha son 195 ha. Por otra parte, las necesidades son nulas en zonas naturales, de pastos, y en parcelas con leguminosas, ya que estas últimas son capaces de obtener el nitrógeno que necesitan sin necesidad de fertilización adicional.

Figura 3. Necesidades de fertilización de la zona de estudio y Mapa de Peligrosidad



Fuente: Elaboración propia.

En relación al mapa de peligrosidad según el índice NIHI (por sus siglas en inglés), se observa que la mayoría de los cultivos en el área de estudio se encuentran en el intervalo de peligrosidad alta (44% del área de estudio), mientras que las leguminosas, los cultivos forrajeros y las parcelas en barbecho se han clasificado con una peligrosidad baja (23% del área de estudio). Finalmente, únicamente el girasol se encuentra en el intervalo de peligrosidad moderada.

Dado que los cultivos de cereales y los forrajeros se extiende de forma más o menos uniforme por las zonas llanas y de piedemonte de la zona de estudio, todas esas zonas se clasifican como zonas de peligrosidad alta, y se localizan a lo largo de la mayor parte de la zona de estudio, con la excepción de las zonas de bosque y matorral de la Sierra de Santa Cruz, y en los eriales y pastos de los límites sureste y oeste de la masa de agua.

En cuanto a las zonas de peligrosidad baja, los pastos y los barbechos están salpicados por toda la zona de estudio, aunque presentan una mayor concentración en la zona suroeste de la laguna, en los alrededores de la propia laguna, y en las zonas más escarpadas de la Sierra de Santa Cruz, donde la tierra no ha podido ser roturada.

4. DISCUSIÓN

El uso de las necesidades de fertilización nitrogenada permite la aplicación del índice propuesto en una gran variedad de escenarios y áreas diferentes, siendo la metodología fácilmente adaptable a las características agro-hidrológicas de cada lugar. De hecho, un mismo cultivo puede tener las mismas necesidades de fertilización en dos áreas diferentes, pero puede ser clasificado en un nivel de peligrosidad u otro dependiendo de las características de la zona.

Por otra parte, el uso de la concentración de nitratos como parámetro para delimitar intervalos de peligrosidad supone la base para la aplicación de una metodología cuantitativa, y facilita su representación cartográfica. Sin embargo, es importante remarcar que, aunque la concentración puede utilizarse para calibrar el índice, no tiene por qué ser reflejo de la existencia de malas prácticas agrícolas. En cualquier caso, el hecho de que este mismo parámetro se haya utilizado en otros trabajos (Passarella *et al.*, 2002; Ducci, 2018), y que sea el criterio utilizado por la Directiva de Nitratos para clasificar el estado de las masas de agua reafirma su utilidad.

El fin último del índice propuesto es crear un mapa de peligrosidad que pueda ser útil para la aplicación de medidas de gestión y control dirigidas a mitigar las consecuencias negativas de la contaminación de las aguas subterráneas, y al mismo tiempo mejorar la efectividad de dichas medidas. Para ello, es fundamental la correcta delimitación de los niveles de peligrosidad, la cual debe estar basada en parámetros cuantificables y criterios técnicos, en lugar de basarse en clasificaciones arbitrarias o carentes de una base medible. En el caso del NIHI, la creación de los intervalos de peligrosidad se ha realizado de una forma medible, relacionando los potenciales niveles de afectación de las aguas subterráneas, con los aportes de nitrógeno, de forma que el mapa de peligrosidad resultante refleje de la forma más fidedigna posible, las potenciales afecciones de cada cultivo.

En el caso de la masa de agua de Gallocanta, algunos estudios previos ya evidenciaron que la aplicación de índices genéricos de peligrosidad no mostraba el estado real de la masa de agua (Orellana y Perles, 2020). Como se puede observar en la Figura 3, las concentraciones más altas de nitratos se encuentran en la parte sur y suroccidental de la laguna. Estas áreas están dedicadas a cultivos con necesidades de fertilización altas, especialmente por la presencia de amplias parcelas en regadío. No obstante, en zonas en las que las concentraciones de nitratos bajan por debajo de los 25 mg/L, el nivel de peligrosidad sigue siendo alto, debido principalmente a la localización de dichos puntos de muestreo, ya que se encuentran en piedemontes que facilitan el lixiviado y arrastre del nitrato hasta las zonas más planas sin tener tiempo de alcanzar los acuíferos verticalmente.

En la zona de estudio, el agua subterránea fluye desde los acuíferos mesozoicos hasta el acuífero cuaternario que ocupa las partes más bajas de la cuenca, por lo que los flujos regionales y locales juegan un papel importante en la acumulación de nitratos en determinadas zonas. Al mismo tiempo, el carácter endorreico de la cuenca de Gallocanta favorece la persistencia temporal de los contaminantes, así como su acumulación, tal y como se ha observado en otras masas de agua de características similares (Valiente *et al.*, 2018). Sin duda, este hecho influye sobre los límites tan bajos de NF que son necesarios para alcanzar los niveles de peligrosidad alta y moderada.

5. CONCLUSIONES

El marco del cambio climático y la previsible intensificación de los periodos de sequía otorga una relevancia creciente al problema de la contaminación de acuíferos. Actualmente, en la mayoría de los casos, las evaluaciones de riesgo en áreas agrícolas se llevan a cabo una vez que el área ya ha sido contaminada y se requieren medidas de mitigación y control. Se transforman, por tanto, en meros inventarios del nivel de contaminación, con un escaso valor preventivo. Sin embargo, estas evaluaciones son útiles si se realizan antes de que el estado de la masa de agua requiera de medidas de mitigación. Para ello, la cartografía de peligrosidad es una herramienta de apoyo imprescindible para la gestión eficaz de este problema. El índice propuesto es directo y ofrece ventajas y mejoras concretas en relación a otros índices tradicionales para el análisis y la representación cartográfica de la peligrosidad. Es una aportación clave en este sentido el haber establecido una correspondencia empírica entre el nivel de peligrosidad definido en la cartografía y el nivel de contaminación manifestado en el acuífero. A partir de estos datos, la delimitación de intervalos de peligrosidad está basada en la relación entre el aporte de nitrógeno y su nivel de afección a la masa de agua subterránea. El procedimiento de evaluación, además, es adaptable a una gran variedad de escenarios y áreas de estudio.

En el caso de la masa de agua de Gallocanta, el índice clasifica la mayor parte del área en el nivel más alto de peligrosidad, lo que encaja con los altos niveles de concentración de nitratos observados en la zona desde finales de los años 70, los cuales han llevado de forma recurrente a interrumpir el suministro de agua a la población de ciertas localidades, como Bello o Gallocanta. De esta forma, el mapa de peligrosidad obtenido puede ser utilizado en el futuro para los programas de control específicos

que se aplican en la zona, siempre con el objetivo de recuperar de una forma más rápida y eficaz la calidad de las aguas subterráneas en la zona.

BIBLIOGRAFIA

- BIRKLE, D., FRENCH, C., LETEY, J., WOOD, Y., & WU, L. (2005). Nitrate leaching hazard index developed for irrigated agriculture. *Journal of Soil and Water Conservation*, 60(4), 1–5.
- CHE (2003). *Establecimiento de las normas de explotación de la Unidad Hidrogeológica “Gallocanta” y delimitación de los perímetros de protección de la laguna*. Zaragoza.
- CIVITA, M. V., & DE MAIO, M. (1997). Assessing Groundwater contamination risk using ArcInfo via GRID function. *Proceedings of ESRI Conference 1997*.
- CORNIELLO, A., DUCCI, D., & RUGGIERI, G. (2007). Areal identification of groundwater nitrate contamination sources in periurban areas. *Journal of Soils and Sediments*, 7(3), 159–166. <https://doi.org/10.1065/jss2007.03.213>
- DE KETELAERE, D., HÖTZL, H., NEUKUM, C., CIVITA, M., & SAPPA, G. (2004). Hazard Analysis and Mapping. In F. Zwahlen (Ed.), *Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers (COST action 620)* (Vol. 1, pp. 86–105). Brussels: European Commission, Directorate-General XII Science, Research and Development.
- DIODATO, N., ESPOSITO, L., BELLOCCHI, G., VERNACCHIA, L., FIORILLO, F., & GUADAGNO, F. M. (2013). Assessment of the Spatial Uncertainty of Nitrates in the Aquifers of the Campania Plain (Italy). *American Journal of Climate Change*, 02(02), 128–137. <https://doi.org/10.4236/ajcc.2013.22013>
- DORGHAM, M. (2013). Effects of Eutrophication. In A. A. Ansari & S. S. Gill (Eds.), *Eutrophication: Causes, Consequences and Control: Volume 2* (pp. 29–44). Springer, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7814-6>
- DUCCI, D. (2018). An easy-To-use method for assessing nitrate contamination susceptibility in groundwater. *Geofluids*, 2018. <https://doi.org/10.1155/2018/1371825>
- FOSTER, S., HIRATA, R., GOMES, D., D’ELIA, M., & PARIS, M. (2002). *Groundwater Quality Protection*. (Groundwater Management Advisory Team, Ed.). Washington D.C.: The World Bank.
- MAPA. (2018). *Balance del nitrógeno en la agricultura Española. Año 2016*. Retrieved from https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/medios-de-produccion/bn2016_metodologia-resultados_tcm30-507806.pdf
- O’GEEN, A. T., HOPMANS, J., & HARTER, T. (2019). *A Data-Driven Nitrate Leaching Hazard Index and BMP Assessment Tool*.
- ORELLANA-MACÍAS, J. M., & PERLES ROSELLÓ, M. J. (2020). A comparative analysis of methods for mapping groundwater pollution hazard: application to the Gallocanta Hydrogeologic Unit (Spain). *Boletín de La Asociación de Geógrafos Españoles*, (85). <https://doi.org/10.21138/bage.2885>
- PADOVANI, L., & TREVISAN, M. (2002). I nitrati di origine agricola nelle acque sotterranee. *Quaderni di tecniche di protezione ambientale* 75, Pitagora Editrice 15, 103
- PASSARELLA, G., VURRO, M., D’AGOSTINO, V., GIULIANO, G., & BARCELONA, M. J. (2002). A probabilistic methodology to assess the risk of groundwater quality degradation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 79(1), 57–74. <https://doi.org/10.1023/A:1020033808025>
- SU, X., WANG, H., & ZHANG, Y. (2013). Health Risk Assessment of Nitrate Contamination in Groundwater: A Case Study of an Agricultural Area in Northeast China. *Water Resources Management*, 27(8), 3025–3034. <https://doi.org/10.1007/s11269-013-0330-3>

- SHAFFER, M.J. & DELGADO, J.A. (2002). Essentials of a national nitrate leaching index assessment tool. *Journal of Soil and Water Conservation* 57(6),327-335.
- SUTTON, M. A., HOWARD, C. M., ERISMAN, J. W., BILLEN, G., BLEEKER, A., GRENNFELT, P., ... GRIZZETTI, B. (2011). *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*. New York: Cambridge University Press.
- VALIENTE, N., CARREY, R., OTERO, N., SOLER, A., SANZ, D., MUÑOZ-MARTÍN, A., ... GÓMEZ-ALDAY, J. J. (2018). A multi-isotopic approach to investigate the influence of land use on nitrate removal in a highly saline lake-aquifer system. *Science of the Total Environment*, 631-632, 649-659. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.059>
- WARD, M. H. (2009). Too much of a good thing? Nitrate from nitrogen fertilizers and cancer. *Reviews on Environmental Health*, 24(4), 357-363. <https://doi.org/10.1515/REVEH.2009.24.4.357>

ACTIVIDADES MARÍTIMAS EN LAS ISLAS CANARIAS: EVALUANDO SUS PRESIONES ACUMULATIVAS SOBRE LOS ECOSISTEMAS MARINOS

MARITIME ACTIVITIES IN THE CANARY ISLANDS: ASSESSING CUMULATIVE PRESSURES ON THE MARINE ECOSYSTEMS

Víctor Cordero-Peñín¹, Andrej Abramic, Alejandro García, ricardo haroun

¹ Instituto de Investigación en Acuicultura Sostenible y Ecosistemas Marinos (ECOQUA), Parque Científico Tecnológico Marino de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Crta Taliarte s/n, 35214 Telde, España

Victor.cordero@fpct.ulpgc.es, <https://orcid.org/0000-0003-0272-1875>

Resumen

De manera creciente, los mares y océanos son considerados por su potencial como motores económicos y fuente de empleo, riqueza y recursos naturales que fomenten la denominada “crecimiento azul”. Sin embargo, entender la distribución y efecto sinérgico de las presiones derivadas de las actividades humanas y cómo estas impactan alterando los ecosistemas es otra parte fundamental para implementar el enfoque ecosistémico dentro de la planificación espacial marina. Como parte del proyecto Interreg PLASMAR+ nos hemos centrado en cartografiar la distribución espacial de las distintas presiones antrópicas de las actividades marítimas de Canarias como primer paso preliminar para evaluar los impactos acumulativos potenciales que éstas pueden ejercer sobre los principales hábitats marinos del archipiélago de las Islas Canarias. Estos datos han sido agregados en distintas capas de presiones para su representación cartográfica que permita visualizar las áreas donde las presiones antrópicas tienen mayor y menor potencial de causar impactos acumulativos sobre los hábitats marinos. Los resultados muestran su utilidad para confeccionar una visión global de las zonas que deben ser especialmente consideradas en la planificación espacial marina y ser objeto de medidas adecuadas de gestión.

Palabras clave: evaluación de impacto ambiental, presiones antrópicas, impactos acumulativos, economía azul, planificación espacial marina, enfoque basado en ecosistemas.

Abstract

Increasingly, oceans and seas are considered for their potential as economic drivers and a source of employment, wealth and natural resources that promote the so-called “blue growth”. However, understanding the distribution and synergistic effect of the pressures derived from human activities and how these can impact altering ecosystems is a fundamental part to ensure resource sustainable use by implementing the

ecosystem approach within marine spatial planning. As part of the Interreg PLAS-MAR + project, we have focused on mapping the spatial distribution of the different anthropic pressures of maritime activities in the Canary Islands as a first preliminary step to assess the potential cumulative impacts that these may have on the main marine habitats of the Canary Islands archipelago. These data have been aggregated in different pressure layers for their cartographic representation that allows visualizing the areas where anthropic pressures are expected to cause (or not) potentially negative cumulative impacts on marine habitats. The results show its usefulness to make a global vision of the areas that should be specially considered for marine spatial planning and special management measures.

Keywords: Environmental impact assessment, anthropogenic pressures, cumulative impact, blue growth, maritime spatial planning, ecosystem based approach.

1. INTRODUCCIÓN

El rápido desarrollo de las tecnologías y de los mercados internacionales se han conseguido en detrimento de los sistemas naturales y sus recursos (Katsanevakis et al. 2011). Actualmente, ni siquiera las áreas más recónditas de nuestro océano están completamente libres de la intervención humana (Halpern et al., 2008).

La integridad y el buen estado de los ecosistemas es la que sustenta todas las formas en las que la naturaleza contribuye a la calidad de vida de las personas a través de los denominados servicios ecosistémicos (ES) (Burkhard et al. 2012). Así, tal y como indica Culhane et al., (2019) estudiar todos los mecanismos que deterioran o alteran (i. e. estudios de impactos ambientales acumulativos) las estructuras, procesos y funciones del ecosistema es clave para evitar o frenar la degradación medio ambiental generalizada que sufren nuestros mares (Duda and Sherman 2002).

Las actividades marítimas no solo alteran la condición del medio marino dando pie a la discusión de establecer límites o rendimientos máximos ecológicamente sostenibles (Elliott et al. 2017a), sino que representan el capital complementario, social, humano o construido, necesario para aprovechar los servicios ecosistémicos y convertirlos en bienes y servicios que contribuyan al bienestar humano (Costanza et al. 2014). Por ello, entender (i.e. localizar y cuantificar) la distribución y efecto sinérgico de las presiones derivadas de las actividades humanas y cómo éstas alteran los ecosistemas es otra parte fundamental para implementar la gestión basada en ecosistemas (Halpern et al. 2008, 2015) y orientar la planificación espacial marina en sí misma (Depellegrin, Galparsoro, and Pinarbaşı 2020; Menegon et al. 2018). Además, esta comprensión ayudaría a alcanzar un equilibrio entre los objetivos económicos, sociales y ambientales en la búsqueda de un desarrollo verdaderamente sostenible a largo plazo.

Halpern et al. (2015) resalta que conocemos poco sobre los procesos acumulativos de las presiones en el medio marino, aunque solo en Europa en la última década se han publicado más de 20 evaluaciones de presiones e impactos acumulativos (Korpinen and Andersen 2016).

Así, el objetivo de la presente comunicación es sumarse a estos crecientes esfuerzos y contribuir, de manera preliminar, a analizar y esclarecer cómo las presio-

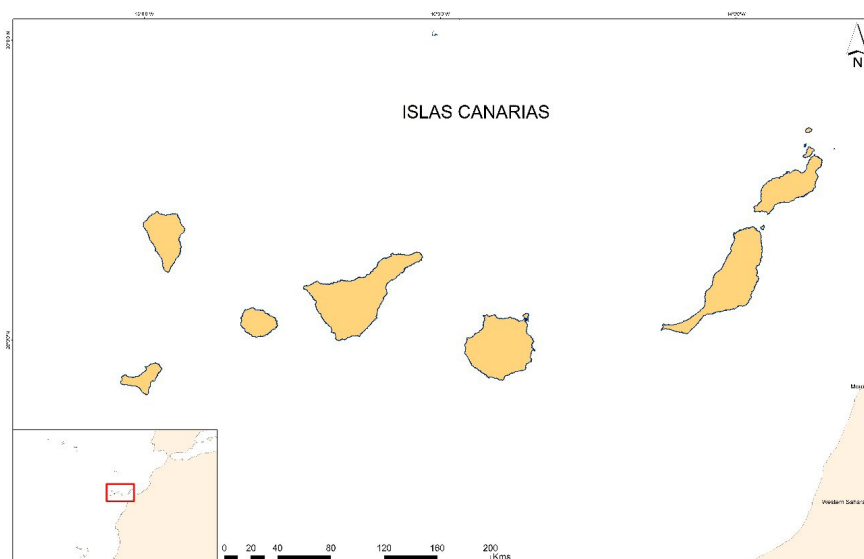
nes, asociadas a las actividades marítimas de Canarias, pueden potencialmente contribuir a degradar y/o comprometer las características del medio marino, mediante la caracterización y cartografiado.

2. METODOLOGÍA Y ÁMBITO

2.1 Ámbito de estudio

El archipiélago de Canarias está situado frente a la costa africana en el Atlántico Nororiental (figura 1). Lo conforman ocho islas (Lanzarote, La Graciosa, Fuerteventura, Gran Canaria, Tenerife, La Gomera, La Palma y El Hierro), un islote habitado (Isla de Lobos) y roques no habitados. Según la Oficina Europea de Estadística (EUROSTAT) en 2018, el archipiélago cuenta con una población aproximada de 2 127 685 habitantes con una densidad de 283,95 N^o/km² (ver tabla 1). No obstante, su población local, se debe considerar una población flotante debida a los flujos turísticos que suman a la cifra anterior, por ejemplo, los 9 775 187 turistas recibidos en 2017 según el Instituto Nacional de Estadística de España. Está dividido administrativamente en dos provincias (Las Palmas de Gran Canaria y Santa Cruz de Tenerife) con sus respectivas islas capitalinas (Gran Canaria y Tenerife) donde la sede del Gobierno Autónomo es compartida y se alterna en función de los periodos legislativos entre las dos capitales mencionadas.

Figura 1. Localización del ámbito de estudio en relación al Océano Atlántico Norte.



Fuente: Elaboración propia.

Destaca como potencial para el desarrollo de la economía azul en Canarias el amplio territorio marítimo que proyecta el territorio terrestre de las islas. En relación al territorio declarado por el estado español como de soberanía nacional, según Suárez de Vivero (2018) solo el 1 % del territorio emergido (correspondiente a 7.493 km² terrestres de Canarias) proyecta en el medio marino 455.353 km² (correspondientes

a la suma de la zona económica exclusiva y plataforma continental extendida proclamadas por España).

Las principales características que influyen en el desarrollo de la economía azul del archipiélago son sus condiciones de insularidad y ultraperiferia. Por un lado, la lejanía respecto al territorio peninsular impide o dificulta la libre circulación de personas, bienes, servicios y capitales, incrementando los costes de producción y la dependencia en recursos externos en general y de las islas menores respecto a las capitalinas. A su vez, esto repercute en el desarrollo socioeconómico de estas comunidades, en su integración en los mercados internacionales y en una dependencia de las islas menores respecto a las capitalinas (European Commission 2012). Por otro lado, su emplazamiento geográfico estratégico en el Océano Atlántico para las líneas de tráfico marítimo internacional, la alta presencia de especies endémicas, su gran biodiversidad marina y amplio territorio marino le proveen de un gran potencial en innovación y desarrollo de la biotecnología azul, energías renovables marinas y ser laboratorios naturales para los estudios oceanográficos y de cambio climático (EASME 2017c, 2017a; European Commission 2011).

Tabla 1. Contexto físico y socioeconómico de las Islas Canarias.

	Islas Canarias	
Contexto físico		
Línea costera	Km	1586
Territorio terrestre (1)	Km ²	7493
Línea de costa en relación a superficie (1)	Km	0,211
Territorio marino (1)	Km ²	754 204
Demografía		
Población en 2018 (2)	N°	2 127 685
Densidad de población en 2018 (2)	N° / Km ²	283,95
Crecimiento de población en 2007/2018 respectivamente (2)	%	1,5 / 0,9
Turistas recibidos en 2017 (3)	N°	9 775 187
Procesos económicos		
Producto interno bruto (PIB) per cápita en 2018 (2)	M€	45 720,04
PIB per cápita en estándares de poder adquisitivo (PPS) como porcentaje en relación a la media europea (EU27=100) en 2007/2018 respectivamente. (2)	%	92 / 74
Tasa de desempleo en 2007/2018 respectivamente (2)	%	10,5 / 20,1
Tasa de desempleo a largo plazo en 2018 (2)	%	9,6

Fuente: (1) Suárez de Vivero (2018); (2) EUROSTAT; (3) Instituto Nacional de Estadística de España. Adaptado de (García-Onetti et al. 2019)

2.2 Metodología y fuentes de información

El presente estudio se enmarca dentro del proyecto Interreg PLASMAR+ iniciado en enero de 2020 y está basado fundamentalmente en la información, datos y resulta-

dos recopilados y obtenidos durante la primera parte del proyecto Interreg PLASMAR 2017-2020 (disponibles en www.plasmar.eu). A continuación, se presentan los pasos que se han seguido durante el primer año del proyecto PLASMAR+.

Para la caracterización de las actividades marítimas (i.e. economía azul) en Canarias se ha usado principalmente el informe “Principales sectores del blue growth en Canarias: situación y tendencias” (GMR-Canarias 2017) desarrollado en la primera parte de PLASMAR y que analiza la economía azul en Canarias basándose en su vez, en otros informes y estadísticas del Instituto Canario y el Instituto Nacional de estadística (CETECIMA 2018; EASME 2017c, 2017b; Fernández-Palacios et al. 2017; García-Onetti et al. 2019b; Hernández García et al. 2019; OKEANOS 2018)

Partiendo de la caracterización anterior se han seleccionado aquellas actividades marítimas para las que se ha podido recopilar datos e información sobre su distribución espacial y se han clasificado para que puedan ser comparables en el marco de la planificación espacial marina (MSP) y las estrategias marinas (MSFD) (EC 2017) de forma similar al procedimiento seguido en la evaluación de impactos acumulativos realizada en el Mar Báltico (Bergström et al. 2019). Todos los datos se han almacenado en infraestructuras de datos espaciales y ordenado a través de un catálogo de metadatos, público y accesible a través del Geoportal del Instituto de Investigación en Acuicultura y Ecosistemas Marinos (I.U. ECOAQUA) de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (<http://www.geoportal.ulpgc.es>).

Por último, asumiendo que las diversas presiones presentan la misma distribución espacial que la de las distintas actividades marítimas a las que están asociadas, se ha presentado una perspectiva inicial general de la distribución de las presiones en aguas del archipiélago de Canarias. Además, se ha asumido que todas las presiones tienen una capacidad potencial de generar un cambio de estado en el medio ambiente y, por tanto, un impacto (Elliott et al. 2017b). Así, en este primer análisis no se han caracterizado las presiones por su capacidad de alterar el medio natural receptor, ni se ha valorado la sensibilidad de los hábitats y especies de verse afectados. Las áreas identificadas muestran, por tanto, aquellas zonas marinas que potencialmente son más susceptibles de sufrir impactos acumulativos.

3. RESULTADOS

Para la caracterización de la economía azul de Canarias se han analizado los siguientes sectores marítimos y costeros: Acuicultura; Pesca, Transporte marítimo, Infraestructuras y Servicios Portuarios, Infraestructuras de aguas residuales, Biotecnología marina; Desalación; Energías renovables marinas; Minería del fondo marino; Náutica recreativa y deportiva; Gas y Petróleo; Pesca; Reparación naval, Seguridad marítima, Servicios a plataformas *Offshore* y Turismo costero. No obstante, para el estudio de las presiones se ha trabajado solo con aquellos sectores para los que se dispone información de su distribución espacial (tabla 2).

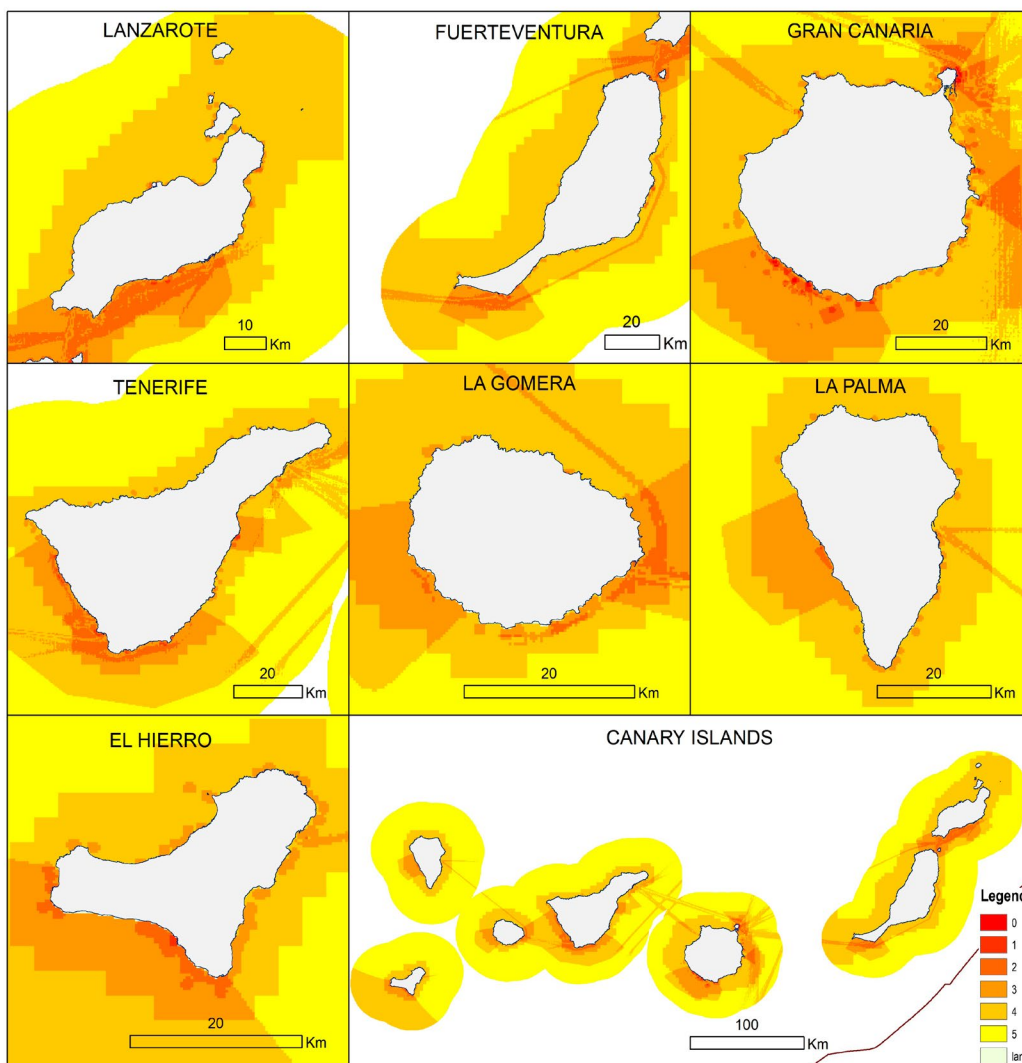
Tabla 2. Listado de las actividades marítimas de las Islas Canarias consideradas en este estudio (i.e. simplificado solo para las actividades cuya distribución espacial se ha encontrado a través del Geoportal de ECOAQUA: <http://www.geoportal.ulpgc.es>). Las columnas 1 y 2 son las actividades agrupadas y nombradas en las Estrategias Marinas (EC 2017). La columna 3 incluye las actividades marítimas consideradas en la versión inicial del plan de ordenación del espacio marino (POEM) de la demarcación marina de Canarias (CEDEX 2021).

Sector/ Tema	Actividad (MSFD)	Actividad (MSP)
Reestructuración física de ríos, del litoral o del fondo marino (gestión del agua)	Infraestructuras mar adentro (excepto las destinadas a explotación de petróleo, gas o energías renovables).	Infraestructura de centros de investigación I+D
Extracción de recursos no vivos	Extracción de agua	Desalación-puntos de vertido(*)
Producción de energía	Transporte de electricidad y comunicaciones (cables)	Cables de transporte de energía eléctrica
		Cables de telecomunicaciones
Extracción de recursos vivos	Pesca y marisqueo (profesional, recreativa)	Esfuerzo pesquero: Cerco
		Esfuerzo pesquero: Palangre de superficie
		Esfuerzo pesquero: Palangre de fondo
		Esfuerzo pesquero: Línea de mano
Cultivo de recursos vivos	Acuicultura marina, incluida la infraestructura	Acuicultura- peces
	Transporte	Infraestructura de transportes
	Transporte marítimo	Densidad de buques totales
	Tratamiento y eliminación de residuos	Saneamiento y depuración (EDAR)- puntos de vertido
	Actividades de turismo y ocio	Deportes acuáticos
		Buceo
		Avistamiento de cetáceos
Seguridad/defensa	Operaciones militares	Ejercicios militares
Educación en investigación	Actividades de investigación, seguimiento y educación	Infraestructura de centros de investigación I+D
(Patrimonio cultural subacuático)	(-)	NC(1)
	(-)	Arrecifes artificiales
	(-)	Espacios marinos protegidos
	(-)	Hábitats(2)

Fuente: (1) Pecos; (2) Ecocartografía del MITECO (<https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-costas/ecocartografias>).

Representando la distribución espacial de todas las actividades marítimas para las que contamos de información espacial, incluido el esfuerzo pesquero evaluado a partir de encuestas con el sector pesquero artesanal de Canarias (Montero, Bilbao-Sieyro, Pérez-González, García-Mendoza, & Castro-Hernández, 2019), se observa un patrón de distribución de las mismas adaptado al ámbito archipelágico. No obstante, para facilitar la visualización de las áreas potencialmente más susceptibles de sufrir impactos acumulativos, se han normalizado los datos espaciales de todas las actividades marítimas (figura 2).

Figura 2. Distribución espacial acumulada de las actividades marítimas de Canarias para las que se dispone de información espacial.



Fuente: Elaboración propia

Nótese, que se ha asumido como aproximación genérica que todas las actividades marítimas, indistintamente del tipo de presión que ejerzan sobre qué tipo de

dimensión de los ecosistemas marinos (superficie marina, columna de agua, fondo marino) tienen la misma capacidad potencial (peso en el rango de valores utilizado para la visualización de la figura 4) de generar un cambio de estado sobre los ecosistemas marinos. Es decir, la intensidad de las presiones ejercidas sobre el medio marino es una aproximación a partir de la superposición en el espacio de distintos tipos de presiones. De esta manera, se observan las áreas que presentan mayor probabilidad de sufrir el efecto (sinérgico o antagónico) acumulativo de distintas presiones, pudiendo dar como resultado mayores cambios de estado (negativos o positivos) en los ecosistemas marinos presentes en estas zonas.

4. DISCUSIÓN

La asociación de las actividades marítimas con las presiones que se derivan de ellas realizadas hasta la fecha en este estudio, conforman una perspectiva general e inicial útil para visualizar las zonas en las que se concentra el mayor número de actividades marítimas y, por tanto, aquellas que deben ser especialmente consideradas en la planificación espacial marina y ser objeto de medidas adecuadas de gestión. Sin embargo, para guiar dicha planificación de forma efectiva y diseñar dichas medidas de gestión adecuadamente es necesario definir, determinar y cuantificar las “huellas medioambientales” de cada actividad (Elliott, Borja, y Cormier, 2020) seas and coasts, as a precursor to marine management, requires quantifying three aspects. These are: (a. Por ejemplo, Robinson et al. (2013) propone caracterizar las presiones en función de su extensión espacial, frecuencia de ocurrencia, y su severidad en función de la probabilidad de causar un impacto significativo sobre el medio. A su vez, va a depender de la sensibilidad y capacidad de resiliencia o recuperación de los componentes naturales del medio marino que se vean afectados y cuyo impacto resultante se podrá ver agravado (o no) por la persistencia de tiempo de la presión en interacción con el medio.

A pesar de lo anterior, nuestros resultados ofrecen una visión general de todas las actividades marítimas del archipiélago canario que indica aquellas áreas en las que existe mayor probabilidad de observar posibles impactos coincidiendo, por lo general, con las áreas con los litorales más antropizados fruto de los procesos de “litoralización” (de Andres y Barragan, 2015). Los efectos potenciales pueden verse agravados también en época estival donde la afluencia de turistas es mayor y por tanto se incrementa el uso del espacio marítimo y aumenta el caudal del vertido de aguas residuales en aquellos núcleos turísticos como el Estrecho de la Bocaina entre Lanzarote y Fuerteventura o en el sur de Gran Canaria en Maspalomas (figura 4, Lanzarote y Fuerteventura). Esta presión debe ser especialmente considerada en Canarias puesto que, según la Estrategia marina para Canarias, de los 385 puntos de vertido registrados en Canarias, solo 9 puntos informan sobre el caudal que vierten (MITECO, 2019).

Por otro lado, existen actividades/presiones que destacan por sus altos valores (rojo) en la figura 4 pero que cuando son analizados en detalle, pueden considerarse

Además, los resultados también permiten intuir posibles compensaciones (“*trade-offs*”) entre actividades marítimas como por ejemplo el solape de las líneas de tráfico marítimo con las áreas de avistamiento de cetáceos, donde estudios muestran

que, en especial las líneas de transbordadores rápidos, llegan a ser los responsables de hasta el 60 % de las muertes de cachalotes en Canarias (Arregui et al., 2019).

5. CONCLUSIÓN

El presente análisis preliminar es el primer paso de un proceso más complejo de evaluación de impactos acumulativos que se ha seguido en la segunda parte del proyecto Interreg PLASMAR+ y que se fundamenta en los datos e información recopilada en la primera parte.

Se requiere una caracterización más exhaustiva de las presiones existentes para poder diseñar medidas de gestión efectivas y guiar los procesos de planificación espacial marina. No obstante, la superposición espacial de las distintas actividades marítimas aporta una visión general de las zonas marinas que potencialmente pueden ser más susceptibles de sufrir un cambio de estado debido a las presiones que dichas actividades ejercen sobre el medio y, por ende, impactos sobre el bienestar humano. De esta manera, los resultados aportan un punto de partida útil para futuros análisis y señalan a aquellas áreas donde pueden existir compensaciones (“*trade-offs*”) entre diferentes actividades marinas y entre éstas y los ecosistemas marinos.

6. AGRADECIMIENTOS

La presente comunicación se enmarca dentro del Programa de Cooperación INTERREG V-A España-Portugal MAC 2014-2020, proyecto PLASMAR (MAC/1.1a/030), proyecto PLASMAR+ (MAC2/1.1a/347).

7. REFERENCIAS

- ARREGUI, M., DE QUIRÓS, Y.B., SAAVEDRA, P., SIERRA, E., SUÁREZ-SANTANA, C.M., ARBELLO, M., DÍAZ-DELGADO, J., PUIG-LOZANO, R., ANDRADA, M., FERNÁNDEZ, A., (2019). Fat embolism and sperm whale ship strikes. *Front. Mar. Sci.* 6, 1–10. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00379>
- BERGSTRÖM, L., A. MILOŠ, J. HAAPANIEMI, CR SAHA, P. ARNDT, J. SCHMIDTBAUER-CRONA, J. KOTTA, J. KAITARANTA, S. HUSA, J. PÅLSSON, M. POHJA-MYKRÄ, A. RUSKULE, M. MATCZAK, S. STRAKE, A. ZYCH, A. NUMMELA, M. WESOLOWSKA, AND G. CARNEIRO. (2019). Cumulative Impact Assessment for Maritime Spatial Planning in the Baltic Sea Region.
- BURKHARD, BENJAMIN, FRANZISKA KROLL, STOYAN NEDKOV, AND FELIX MÜLLER. (2012). “Mapping Ecosystem Service Supply, Demand and Budgets.” *Ecological Indicators* 21:17–29.
- CEDEX. 2021. (BORRADOR) Sectores, Usos Y Actividades En La Demarcación Marina Levantino-Balear a Efectos De La Ordenación Espacial Marítima.
- CETECIMA. (2018). Informe de Actividad de La Economía Azul En Canarias.
- COSTANZA, ROBERT, RUDOLF DE GROOT, PAUL SUTTON, SANDER VAN DER PLOEG, SHAROLYN J. ANDERSON, IDA KUBISZEWSKI, STEPHEN FARBER, AND R. KERRY TURNER. (2014). “Changes in the Global Value of Ecosystem Services.” *Global Environmental Change* 26(1):152–58.

- CULHANE, F., C. FRID, E. ROYO GELABERT, AND L. ROBINSON. (2019). EU Policy-Based Assessment of the Capacity of Marine Ecosystems to Supply Ecosystem Services. ETC/ICM Technical Report 2/2019. Copenhagen, Denmark.
- CULHANE, FIONA E., CHRISTOPHER L. J. FRID, EVA ROYO GELABERT, GERJAN PIET, LYDIA WHITE, AND LEONIE A. ROBINSON. (2020). "Assessing the Capacity of European Regional Seas to Supply Ecosystem Services Using Marine Status Assessments." *Ocean and Coastal Management* 190(November 2019):105154.
- DE ANDRES, M., & BARRAGAN, J. M. (2015). Development of coastal cities and agglomerations: pressure and impacts on coastal and marine ecosystems. *Coastal Cities and Their Sustainable Future*, 148, 63–71. Retrieved from <https://doi.org/10.2495/CC150061>
- DEPELLEGRIN, DANIEL, IBON GALPARSORO, AND KEMAL PINARBAŞI. (2020). "Operationalizing Ecosystem Services in Support of Ecosystem-Based Marine Spatial Planning." *Ocean and Coastal Management* 198:105346.
- DUDA, ALFRED M., AND KENNETH SHERMAN. (2002). "A New Imperative for Improving Management of Large Marine Ecosystems." in *Ocean and Coastal Management*.
- EASME. (2017) a. "Annex 12 to the Final Report. The Blue Economy in the Macaronesia Sea Basin." P. 77 in *Realising the potential of the Outermost Regions for sustainable blue growth*, edited by European Commission. Brussels: Publications Office of the European Union.
- EASME. (2017) b. "Annex 9 to the Final Report. The Blue Economy in the Canary Islands." P. 129 in *Realising the potential of the Outermost Regions for sustainable blue growth*.
- EASME. (2017) c. *Realising the Potential of the Outermost Regions for Sustainable Blue Growth*. Brussels: European Commission.
- EC. (2017). Commission Directive (EU) 2017/845 of 17 May 2017 Amending Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council as Regards the Indicative Lists of Elements to Be Taken into Account for the Preparation of Marine Strategies.
- ELLIOTT, M., BORJA, A., & CORMIER, R. (2020). Activity-footprints, pressures-footprints and effects-footprints – Walking the pathway to determining and managing human impacts in the sea. *Marine Pollution Bulletin*, 155(April), 111201. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111201>
- ELLIOTT, M., D. BURDON, J. P. ATKINS, A. BORJA, R. CORMIER, V. N. DE JONGE, AND R. K. TURNER. (2017) b. "'And DPSIR Begat DAPSI(WR(M))!' – A Unifying Framework for Marine Environmental Management." *Marine Pollution Bulletin* 118(1–2):27–40.
- EUROPEAN COMMISSION. 2011. GROWTH FACTORS IN THE OUTERMOST REGIONS.
- EUROPEAN COMMISSION. (2012). "COM(2012) 287 Final. The Outermost Regions of the European Union: Towards a Partnership for Smart, Sustainable and Inclusive Growth."
- EUROPEAN UNION. (2008). Directive 2008/56/EC. Establishing a Framework for Community Action in the Field of Marine Environmental Policy (Marine Strategy Framework Directive). Vol. 164.
- EUROPEAN UNION. (2014). Directive 2014/89/EU of the European Parliament and of the Council of 23 July 2014 Establishing a Framework for Maritime Spatial Planning.
- FERNÁNDEZ-PALACIOS, Y., C. ANDRADE, A. BILBAO, G. CARREIRA, R. HAROUN TABRAUE, V. JORGE, S. KAUSHIK, M. LOPES, M. OLIVEIRA, Y. PÉREZ, P. SEPÚLVEDA, AND A. ABRAMIC. (2017). *Macaronesian Blue Growth: Current Status and Future Needs*.
- GARCÍA-ONETTI, JAVIER, JAVIER GARCÍA SANABRIA, CRISTINA PALLERO FLORES, VÍCTOR CORDEIRO PENÍN, MARÍA DE ANDRÉS GARCÍA, AND MANUEL ARCILA GARRIDO. 2019A. CHARACTERISATION OF THE SOCIO-ECOLOGICAL SYSTEM OF THE EUROPEAN MACARONESIA MARINE AREA IN ORDER TO SUPPORT THE MARINE SPATIAL PLANNING PROCESS. AN INTEGRATED

- AND ECOSYSTEMIC APPROACH TO PROMOTE CROSS- BORDER COOPERATION. EU PROJECT GRANT NO.: EASME/EMFF/(2016)/1.2.1.6/03/SI2.763106. Macaronesian Maritime Spatial Planning (MarSP). University of Cadiz.
- GARCÍA-ONETTI, JAVIER, JAVIER GARCÍA SANABRIA, CRISTINA PALLERO FLORES, VÍCTOR CORDERO PENÍN, MARÍA DE ANDRÉS GARCÍA, AND MANUEL ARCILA GARRIDO. (2019) b. "Characterisation of the Socio-Ecological System of the European Macaronesia Marine Area in Order to Support the Marine Spatial Planning Process. An Integrated and Ecosystemic Approach to Promote Cross- Border Cooperation." (October):106.
- GMR-CANARIAS. (2017). Principales Sectores Del " Blue Growth " En Canarias : Situación y Tendencias.
- HALPERN, BENJAMIN S., MELANIE FRAZIER, JOHN POTAPENKO, KENNETH S. CASEY, KELLE KÖNIG, CATHERINE LONGO, JULIA STEWART LOWNDES, R. COTTON ROCKWOOD, ELIZABETH R. SELIG, KIMBERLY A. SELKOE, AND SHAUN WALBRIDGE. (2015). "Spatial and Temporal Changes in Cumulative Human Impacts on the World's Ocean." *Nature Communications* 6.
- HALPERN, BENJAMIN S., SHAUN WALBRIDGE, KIMBERLY A. SELKOE, CARRIE V. KAPPEL, FIORENZA MICHELI, CATERINA D'AGROSA, JOHN F. BRUNO, KENNETH S. CASEY, COLIN EBERT, HELEN E. FOX, ROD FUJITA, DENNIS HEINEMANN, HUNTER S. LENIHAN, ELIZABETH M. P. MADIN, MATTHEW T. PERRY, ELIZABETH R. SELIG, MARK SPALDING, ROBERT STENECK, AND REG WATSON. (2008). "A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems." *Science* 319(5865):948–52.
- HERNÁNDEZ GARCÍA, SEBASTIÁN, VERONICA LORA RODRÍGUEZ, NOEMI ARMAS DENIZ, AND JOSE LUIS GUERSI SAURET. (2019). Informe de Actividad de La Economía Azul En Canarias. Realizado en el marco de los proyectos Smart Blue.
- KATSANEVAKIS, STELIOS, VANESSA STELZENMÜLLER, ANDY SOUTH, THOMAS KIRK SØRENSEN, PETER J. S. JONES, SANDY KERR, FABIO BADALAMENTI, CHRISTOS ANAGNOSTOU, PATRICIA BREEN, GUILLEM CHUST, GIOVANNI D'ANNA, MIKE DUIJN, TATIANA FILATOVA, FABIO FIORENTINO, HELENA HULSMAN, KATE JOHNSON, ARISTOMENIS P. KARAGEORGIS, INGRID KRÖNCKE, SIMONE MIRTO, CARLO PIPITONE, SUSAN PORTELLI, WANFEI QIU, HENNING REISS, DIMITRIS SAKELLARIOU, MARIA SALOMIDI, LUC VAN HOOF, VASSILIKI VASSILOPOULOU, TOMÁS VEGA FERNÁNDEZ, SANDRA VÖGE, ANKE WEBER, ARGYRO ZENETOS, AND REMMERT TER HOFSTEDÉ. (2011). "Ecosystem-Based Marine Spatial Management: Review of Concepts, Policies, Tools, and Critical Issues." *Ocean & Coastal Management* 54(11):807–20.
- KORPINEN, SAMULI, AND JESPER H. ANDERSEN. (2016). "A Global Review of Cumulative Pressure and Impact Assessments in Marine Environments." *Frontiers in Marine Science* 3(AUG):153.
- MENEGON, STEFANO, DANIEL DEPELLEGRIN, GIULIO FARELLA, ALESSANDRO SARRETTA, CHIARA VENIER, AND ANDREA BARBANTI. (2018). "Addressing Cumulative Effects, Maritime Conflicts and Ecosystem Services Threats through MSP-Oriented Geospatial Webtools." *Ocean and Coastal Management* 163 (July):417–36.
- MITECO, (2019) b. Estrategia marina de la Demarcación canaria (2o ciclo). Anexo Parte II: fichas del análisis de presiones e impactos.
- OKEANOS. (2018). "Crecimiento Azul En Canarias... ¿Quo Vadis?" *Journal of Chemical Information and Modeling*, 8.
- ROBINSON, L., WHITE, L., CULHANE, F., & KNIGHTS, A. (2013). ODEMM Pressure Assessment User-guide V.2.
- SUÁREZ DE VIVERO, JUAN LUIS. (2018). Macaronesia MarSP Atlas (Draft). European Parliament

EL PAPEL DE LA REGLA 30/30/30 EN LOS INCENDIOS FORESTALES. EL CASO DE LAS PROVINCIAS DE HUELVA Y SEVILLA

THE ROLE OF THE 30/30/30 RULE IN FOREST FIRES. THE CASE OF THE PROVINCES OF HUELVA AND SEVILLA

María Del Pilar Díaz Cuevas¹

Natalia Limones Rodríguez²

1. Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla (pilard@us.es), 0000-0003-0846-9930

2. Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla (natalialr@us.es), 0000-0001-9578-3391

Resumen

Este trabajo se centra en la influencia de las variables meteorológicas y la regla del 30/30/30 en los incendios forestales. Según esta regla teórica, los incendios forestales se ven propiciados y favorecidos por la existencia de temperaturas elevadas que alcanzan los 30 °C, una condición de humedad relativa baja, inferior al 30% y la presencia de rachas de viento fuerte que alcancen al menos los 30 km/h. Los resultados preliminares del análisis realizado para los incendios de más de 100 has ocurridos entre 2001–2018 en las provincias de Huelva y Sevilla, revelan que sólo el 24% de los incendios analizados, causantes del 21% de la superficie quemada, cumplen la regla del 30/30/30. Estos son principalmente incendios de menor extensión (< 250 has), con mayor ocurrencia en el mes de julio. El cumplimiento de dos de las tres condiciones (temperatura máxima y humedad relativa), sí que ha supuesto ser más decisivo cuando se unen en el inicio de los incendios ya que más del 80 % de los analizados cumplieron dichas condiciones.

Palabras clave: Regla del 30/30/30, variables meteorológicas, incendios forestales, Huelva, Sevilla

Abstract

This paper focuses on the influence of meteorological variables and the 30/30/30 rule on forest fires. According to this theoretical rule, forest fires are favoured and encouraged by the existence of high temperatures reaching 30 °C, a low relative humidity condition of less than 30% and the presence of strong gusts of wind reaching at least 30 km/h. The preliminary results of the analysis carried out for fires of more than 100 ha that occurred between 2001–2018 in the provinces of Huelva and Seville reveal that only 24% of the fires analysed, causing 21% of the burnt area, comply with the 30/30/30 rule. These are mainly smaller fires (< 250 ha), occurring more frequently in the month of July. Compliance with two of the three conditions

(maximum temperature and relative humidity), did prove to be more decisive when linked to the start of the fires, as more than 80% of the fires analysed complied with these conditions.

Keywords: 30/30/30 rule, meteorological variables, forest fires, Huelva, Sevilla

1. INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales constituyen un agente de gran importancia en la incidencia sobre el medio natural ya que afectan de manera evidente a la flora, fauna, suelo y paisaje, dando lugar a importantes pérdidas tanto ecológicas como económicas y sociales e incluso de vidas humanas (a nivel mundial, entre 2008 y 2015, una media de 297 muertes anuales fue causada por incendios forestales -UNISDR, 2016-).

El fuego es un elemento natural de los ecosistemas mediterráneos, si bien los especialistas constatan que el número de incendios ocurridos en estos ámbitos está muy por encima del esperable de manera natural en los últimos años (Plana et al., 2016; Gonçalves & Sousa, 2017). Efectivamente las investigaciones sobre la causalidad de los incendios forestales confirman la incidencia del factor humano en el origen de los mismos y en la cuenca mediterránea alrededor del 96% de estos fenómenos se deben a acciones negligentes o intencionadas (Da Ponte et al., 2019; MAPAMA, 2017).

En el caso de España, la intencionalidad, resulta especialmente evidente en los incendios de gran dimensión. Así, según la organización CIVIO, que analiza en profundidad los incendios forestales en España, entre 2001 y 2014 el 52% de los incendios con extensión superior a 100 has tuvieron ese origen (CIVIO, 2018). Esta misma institución, recogiendo información procedente del Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, contabilizó que entre 2001 y 2016 tuvieron lugar un total de 196 incendios forestales de más de 500 has en España, de los cuales 136 fueron intencionados (MAPAMA, 2017).

En Andalucía entre 1961 y 2011 dos centenares de grandes incendios forestales arrasaron casi 400.000 has, aproximadamente el 4,5% del territorio andaluz (Araque 2013) y según los últimos datos disponibles entre 2001 y 2016 se registraron un total de 4711 incendios forestales en Andalucía, con 164.129 has calcinadas, de los cuales 33 superaron las 500 has, alcanzando la cifra de 99.337 has calcinadas (60% del total). De ellos, un total de 69.608 has fueron arrasadas por fuegos intencionados, de las cuales 45.357 se debe a 10 grandes incendios (MAPAMA, 2017).

Varios son los factores explicativos que inciden en el origen, desarrollo y efectos de los incendios forestales. Destacan entre ellos la despoblación rural, el cambio de usos de suelo, el abandono paulatino de prácticas sostenibles de uso del monte y la despreocupación social acerca de los valores del monte mediterráneo. Pero existen otros factores desencadenantes de los incendios y el origen, desarrollo o intencionalidad inicial puede verse reforzada por la aparición de otro tipo de factores.

Este trabajo se centra en la influencia de las variables meteorológicas y la regla

del 30/30/30 en los incendios forestales, según la cual ciertas condiciones meteorológicas incrementan supuestamente el riesgo y la severidad de incendios aumenta considerablemente. Según esta regla teórica, los incendios forestales se ven propiciados y favorecidos por la existencia de unas temperaturas elevadas que alcanzan los 30 grados centígrados, una humedad relativa baja, inferior al 30% y la presencia de rachas de viento fuerte, que alcancen al menos los 30 km/h.

Por tanto, y aunque en estas situaciones, han de tenerse en cuenta otras variables biofísicas, como son la vegetación, la topografía, las zonas de interfaces urbana/natural, y otras más, a definir según la zona de estudio, si un determinado día se diesen las tres variables, será probable la aparición de focos incendiarios, así como una gran dificultad a la hora de su extinción.

A pesar de la importancia de esta regla teórica, las autoras no han encontrado en la revisión bibliográfica realizada, ninguna referencia que analice el cumplimiento de esta en diferentes ámbitos climáticos, a excepción del trabajo realizado por CIVIO (2017). Según este trabajo, que analiza el papel de las tres variables meteorológicas en los 196 incendios de más de 500 has producidos en España entre 2007-2016, solo en el 36,7% de los fuegos, la temperatura, el viento y la humedad reinantes estaban dentro de los parámetros de la 'regla del 30-30-30', mientras que en el 78% de los incendios se cumple el factor viento (superando los 30 km/h).

Para el caso de Andalucía según los análisis realizados por CIVIO, un total de 14 incendios mayores de 500 has tuvieron lugar entre 2007-2016. De ellos, sólo dos cumplen la regla del 30/30/30.

A pesar de que este trabajo constituye una buena primera aproximación general, resulta necesario ampliar el tamaño de la muestra y analizar la relación de los incendios según el comportamiento de estas variables meteorológicas.

En línea con lo anterior se plantea el objetivo general de este trabajo que consiste en realizar un análisis exploratorio preliminar del cumplimiento de la norma 30/30/30 en los incendios de más de 100 hectáreas ocurridos en las provincias de Huelva y Sevilla entre el periodo 2001 y 2018.

Este objetivo general se alcanzará a partir de la consecución de varios objetivos específicos:

- Selección, caracterización y análisis de los incendios forestales de más de 100 has ocurridos en las provincias de Huelva y Sevilla, en el periodo 2001-2018.
- Selección de observatorios y análisis de las series climáticas para la obtención de las variables climáticas
- Comparación de la caracterización y el análisis entre los incendios forestales y las condiciones climáticas en los años comprendidos entre 2001-2018, observando el papel que juega en el origen y desarrollo de los incendios la regla del 30/30/30.

3. ÁREA DE ESTUDIO, METODOLOGÍA Y FUENTES

El área de estudio seleccionada se corresponde con las provincias de Huelva y Sevilla, situadas al suroeste de España, en la Comunidad Autónoma de Andalucía. Con una superficie de 10.128 km² y 14.036 km² respectivamente, ambas provincias suponen aproximadamente el 32 % de la superficie de la región andaluza.

La provincia de Huelva ha sido seleccionada por ser la provincia andaluza más castigada por los incendios forestales en los últimos años (Piedra, 2020). En el caso de Sevilla, esta provincia ha sido seleccionada para ampliar la muestra de incendios y dar continuidad a los incendios ocurridos en el límite provincial.

La metodología seguida para alcanzar los objetivos planteados puede estructurarse en tres fases claramente diferenciadas:

- Caracterización, normalización y análisis de incendios forestales
- Selección y adjudicación de estaciones climáticas
- Análisis de la influencia de las variables meteorológicas y del cumplimiento de la regla del 30/30/30 en los incendios forestales.

3.1. Análisis y selección de incendios forestales

En esta primera fase, se seleccionaron aquellos incendios forestales con más de 100 hectáreas de superficie calcinada, que contuviesen información sobre su fecha de ocurrencia. Para ello, se recopilaron los incendios forestales registrados en las provincias de Huelva y Sevilla, entre 2001 y 2018. Dos fuentes diferentes han sido utilizadas:

- Áreas recorridas por el fuego en Andalucía: Información compuesta por varias capas de información de perímetros de incendios forestales que han tenido lugar entre los 1975 y 2018 en el territorio andaluz y que han sido obtenidas fundamentalmente a partir del tratamiento de imágenes satélite. Disponibles en la Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM), estas capas contienen información sobre fecha de inicio, fecha final, sensor, resolución del sensor, superficie, municipio y provincia, aunque existen varias lagunas en múltiples registros, de manera que esta información no aparece siempre para todos los fuegos.
- Los datos recopilados por CIVIO sobre incendios registrados entre 2001-2015: Información elaborada por el Centro de Coordinación de la Información Nacional de Incendios Forestales (CCINIF) a partir de la información anual suministrada por las comunidades autónomas. La información procede directamente de los partes de incendio forestal, que se rellenan in situ para cada fuego, y contiene la localización puntual de cada incendio e información sobre la fecha inicio, fecha fin, pérdidas y gastos, heridos, muertos, intencionalidad, superficie. Esta fuente ha sido utilizada para testar, normalizar y completar la información temática de las capas de superficie recorridas por el fuego, rellenando lagunas de información existentes en esta última sobre superficie, fecha de inicio, etc. Igualmente, la información permitirá generar en el futuro otros análisis.

En el análisis de la información contenida en ambas fuentes se detectaron las siguientes carencias para realizar un tratamiento homogéneo de los datos:

- Las extensiones de las áreas recorridas por el fuego y los datos de CIVIO no siempre coinciden. Tampoco suelen coincidir el cálculo de las áreas delimitadas en las capas “áreas recorridas por el fuego” y los datos de superficie recopilados en estas. Dada la incertidumbre de los datos se han seleccionado aquéllos incendios cuya extensión bien en una u otra fuente hayan superado las 100 has (manteniendo como fuente principal las superficies de las áreas recorridas por el fuego para la contabilización y realización de los análisis).
- La información sobre pérdidas económicas y gastos de extinción en los datos de CIVIO, no está siempre presente. De hecho, tal y como se comenta en la página web¹, más de un 30% de los partes de incendios no proporcionan datos de gastos de extinción y casi un 9% no dispone de datos de pérdidas económicas siendo muy difícil analizar el coste real de los incendios que han ocurrido en España.
- A veces las fechas de inicio/fin no aparece en las capas de áreas recorridas por el fuego. En estos casos, si ha podido identificarse claramente el incendio en CIVIO, la fecha ha sido proporcionada por los datos de CIVIO. En caso contrario, dado que no es posible asignar condiciones meteorológicas, el incendio ha sido desestimado.
- Además, los datos de ambas fuentes pueden contener errores asociados difíciles de detectar y contrastar por los usuarios finales.

Tras esta primera exploración y normalización de los datos de incendios, un total de 71 incendios mayores de 100 has fueron seleccionados para el ámbito y el periodo de estudio.

3.2. Selección y adjudicación de estaciones climáticas

La recopilación de datos de temperatura máxima, humedad y velocidad máxima del viento para cada día del incendio se ha llevado a cabo a partir del análisis de los observatorios existentes. Para ello se ha utilizado los observatorios pertenecientes a las siguientes redes:

- Red de Alerta e Información Fitosanitaria (RAIF). Perteneciente a la Consejería de Agricultura, Pesca, Ganadería y Desarrollo Sostenible, dispone de un centenar de estaciones automáticas cuyo objetivo es el estudio de aspectos fitosanitarios como el control de la mosca del olivo. Disponen de datos desde 2001 y existen siete en la provincia de Huelva y 12 en la provincia de Sevilla. Es la red que incorpora información horaria sobre mayor número de variables: temperatura (máx, mín, media); humedad relativa (máx, mín, med), temperatura de suelo (máx, mín y med), precipitación, radiación, velocidad media de viento, dirección de viento, velocidad máxima de viento, entre otras.

¹ <https://civio.es/espana-en-llamas/mapa-de-incendios-forestales/>

- Red de Información Agroclimática de Andalucía (RIA), dependiente del Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera de Andalucía (IFAPA), con un número similar de estaciones, pero dedicadas al estudio de las necesidades de agua en las zonas de regadío. Incorpora básicamente la misma información que las estaciones de la red RAIF, a excepción de los datos de velocidad máxima de viento. Disponen de datos diarios y existen 17 estaciones para la provincia de Huelva y 23 en Sevilla. La antigüedad de los datos depende de cada estación específica. Así mientras que hay estaciones que disponen de datos desde 2010, otras pueden retrotraerse hasta 2001-2002.

El resto de estaciones existentes en el área de estudio han sido analizadas (Agencia Estatal de Meteorología, Red de Estaciones EMA, entre otras), no obstante, no han sido utilizadas bien por la no disponibilidad de datos, la mala calidad de estos o por mayor cercanía a los incendios de los observatorios de las redes RAIF y RIA.

La asignación de los datos climáticos se ha realizado mediante la adjudicación de las estaciones climáticas para cada incendio forestal registrado en el periodo de análisis, en función de la distancia entre esta y el punto de inicio de dicho incendio, con el fin de que las condiciones climáticas medidas por la estación climática adjudicada fuesen lo más semejantes a las condiciones climáticas en el inicio del incendio. Las estaciones, además debían disponer de las variables necesarias. En caso que la estación más cercana no dispusiera de información necesaria, esta ha sido completada con los datos del observatorio más cercano.

3.3. Análisis de la influencia de las variables meteorológicas en los incendios forestales. El cumplimiento de la regla 30/30/30

Los resultados de la adjudicación de los observatorios a cada incendio pueden ser observados en la Tabla 1. A un total de 25 incendios le fueron adjudicados observatorios a < 10 km, a 24 incendios se les ha adjudicado los datos de un observatorio situado entre 10 y 20 km y al resto de incendios, 22, se les ha adjudicado un observatorio a más de 20 Km. Con idea de evitar posibles errores derivados de la adjudicación de observatorios, en este trabajo se han analizado la influencia de las variables meteorológicas para los incendios a los que se ha conseguido adjudicar un observatorio a menos de 10 km. De hecho, estos son los responsables del 64,5% de la superficie recorrida por el fuego.

Tabla 1. Número, superficie recorrida por el fuego en incendios ocurridos en las provincias de Huelva y Sevilla (2001-2018), según distancia a los observatorios adjudicados.

	Número de incendios	Superficie(has)	Superficie(%)
<10 km	25	43.980,8	64,5
10 < 20 km	24	14.360	21,1
> 20 km	22	9791,2	14,4
TOTAL	71	68.132	100

Fuente: elaboración propia a partir de REDIAM y CIVIO

Una vez asignado el observatorio específico a cada incendio y recopiladas las variables meteorológicas para la fecha de inicio de este, se ha comprobado en primer lugar la relación existente entre estas variables por separado con el número de incendios y la extensión de estos. Para ello se identificaron aquellos incendios en cuya fecha de inicio se registraron las condiciones climáticas de la regla 30/30/30 (más de 30°C de temperatura máxima, menos del 30 % de humedad relativa, en este caso se ha utilizado el dato de humedad a las 13 h, y más de 30Km /h de velocidad máxima de viento), de forma individualizada y posteriormente de manera conjunta (x3 variables y x2 variables), con el objetivo de saber el grado de relación que contiene dicha regla con la incidencia de los incendios forestales de más de 100 has en la región andaluza.

4. RESULTADOS

4.1. Caracterización de los incendios de más de 100 hectáreas en la provincia de Huelva

Entre 2001-2018 se ha recopilado un total de 71 incendios forestales de más de 100 has en las provincias de Huelva y Sevilla (una media de 3,9 incendios forestales anuales), Tabla 2, en los cuales, la superficie calcinada ascendió a un total de 68.132 has (3.785 has de superficie calcinada anual). Tres incendios forestales superaron esta media anual de superficie calcinada, correspondientes a los incendios ocurridos en los municipios de La Granada de Riotinto con 4.167,5 has (08/09/2017), Moguer con 8.160 has (24/06/2017) y Minas de Riotinto con 29.867 has (27/07/2004). El mayor número de incendios se produjo en 2004 (14 incendios), seguido de 2003 (13 incendios). Es destacable también la existencia de varios años sin incendios de más de 100 has, recalcando el periodo de cuatro años entre 2008-2011. En cuanto a superficie calcinada anual, a lo largo de este periodo destacó el año 2004 con 35.643,2 has calcinadas, seguido del año 2017 con 15.347 has.

Atendiendo a la distribución espacial de la superficie recorrida por el fuego (Figura 1), esta se distribuye principalmente en la provincia de Huelva (en torno al Sur de Sierra Morena y el Andévalo onubense), si bien también existe una concentración en los municipios de Moguer y Almonte. En cuanto a la provincia sevillana, menos afectada, la mayor parte de la superficie quemada se localiza en la Sierra Norte, pero también se registra un incendio en la Sierra Sur (Osuna) y varios en los municipios de Aznalcázar e Isla Mayor.

Respecto al número de incendios forestales ocurridos, por municipio, un total de 62 de los 187 municipios de la provincia de Huelva y Sevilla se han visto afectados por algún incendio en el periodo analizado. De ellos, la mayoría, 45 son municipios de la provincia de Huelva. El municipio con mayor número de incendios de más de 100 has durante el periodo fue El Castillo de las Guardas (6), seguido del municipio de Nerva (5), mientras que los municipios de Almonte, El Campillo, Minas de Riotinto y Moguer registraron un total de cuatro incendios de más de 100 has en el periodo analizado (Figura 1), concentrándose estos en la zona sur de la sierra y en la costa onubense.

Destaca el caso del municipio de El Castillo de las Guardas (en Sevilla), que se incendió dos e incluso tres años consecutivos (2004-2005 y 2015-2017 respectivamente).

Hay una clara dominación de los incendios de entre 100 has y 250 has (36) respecto a los restantes, seguidos de aquellos entre 250 ha y 5000 has (33), siendo los menos frecuentes los que superan los 5000 has de superficie calcinada (2), ver Figura 1. Por último, atendiendo a la estacionalidad, la mayoría de los incendios forestales tuvieron lugar en los meses de julio (27) y agosto (26), entre ambos suponen el 75% del total de incendios analizados, pero es en el mes de septiembre, seguido de junio, donde se produjeron los incendios de mayor tamaño.

Tabla 2. Número, superficie y superficie media anual de incendios ocurridos en las provincias de Huelva y Sevilla (2001-2018)

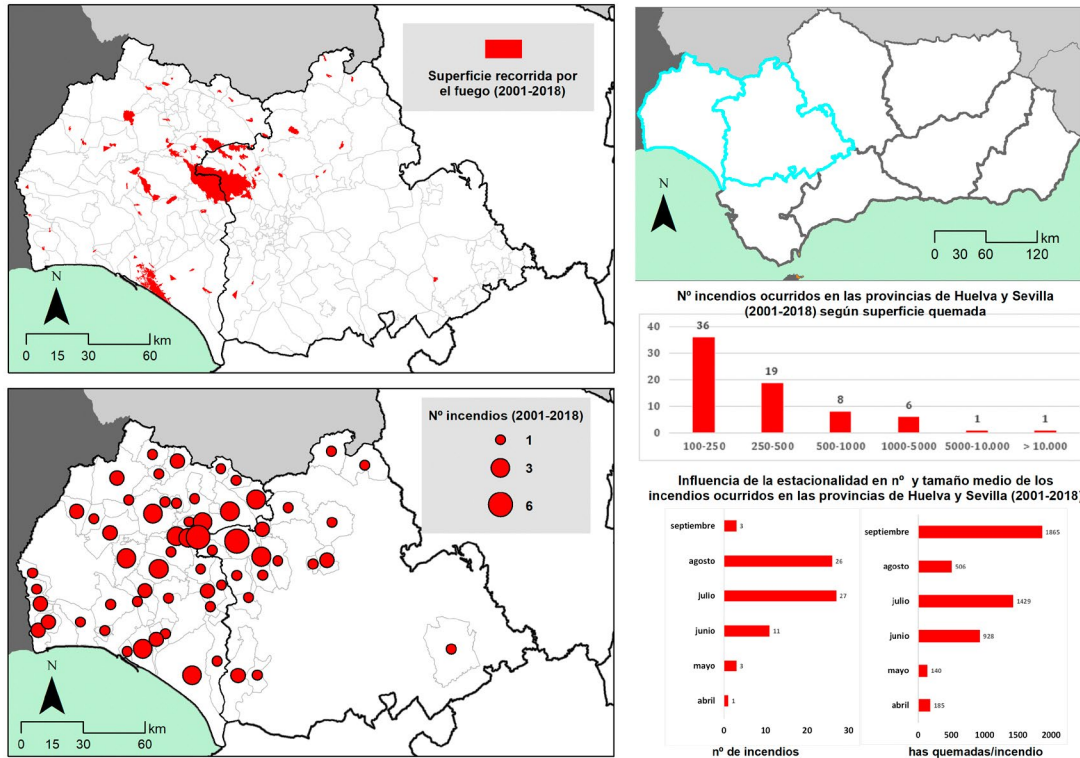
	n° incendios >100 has	Superficie total (has)	Superficie media (has/n° incendios)
2001	3	1243	414,33
2002	4	686,2	171,55
2003	13	6903,48	531,04
2004	14	35.643,32	2545,95
2005	6	1568	261,33
2006	2	343	171,50
2007	3	1368	456,00
2009	2	243	121,50
2012	6	1193,17	198,86
2013	1	342	342,00
2014	3	598,9	199,63
2015	2	458	229,00
2016	3	2195	731,67
2017	9	15.347	1705,22
TOTAL	71	68.132,07	959,61

Fuente: elaboración propia a partir de REDIAM y CIVIO

4.2. La influencia de las variables meteorológicas

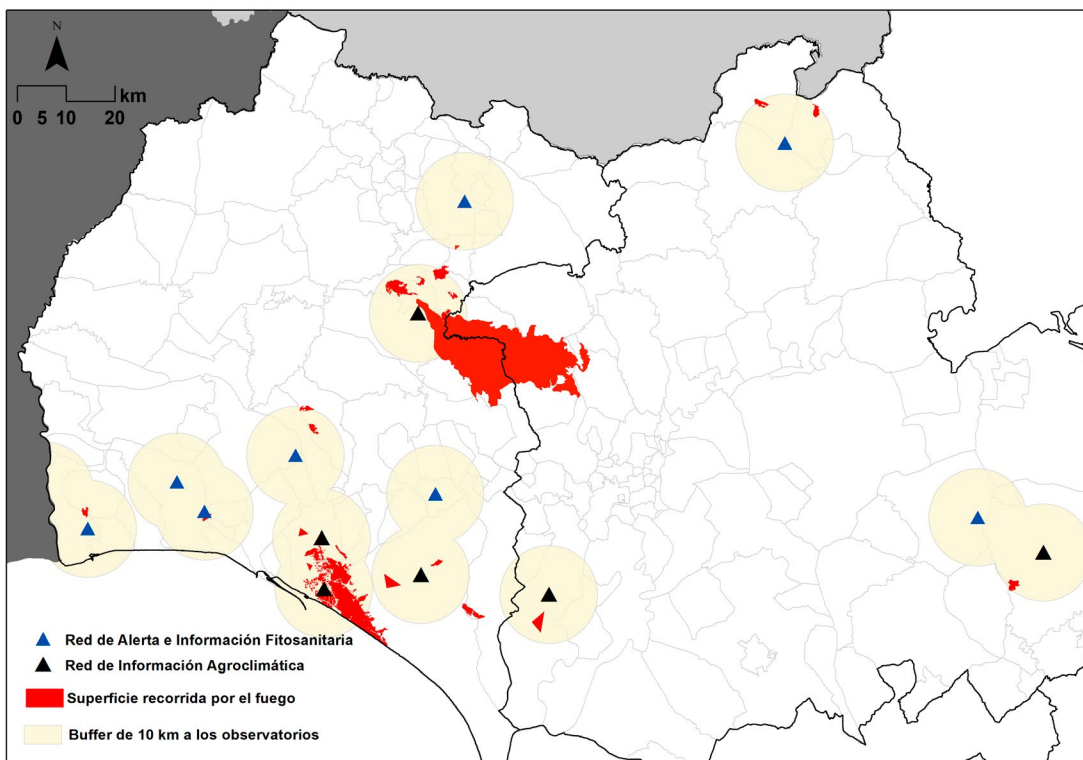
Para valorar la influencia de las variables meteorológicas y verificar la hipótesis de la regla del 30/30/30, se han seleccionado aquellos incendios cuyas variables meteorológicas en el día de inicio han sido obtenidas a partir de observatorios localizados a menos de 10 km del lugar del incendio (Figura 2). En total 25 incendios de más de 100 has han sido analizados, causantes del 64,5 % de la superficie quemada por incendios de este tipo en el periodo de análisis.

Figura 1. Caracterización de los incendios de más de 100 has ocurridos en las provincias de Huelva y Sevilla (2001-2018)



Fuente: elaboración propia a partir de REDIAM y CIVIO

Figura 2. Incendios seleccionados y observatorios



Fuente: elaboración propia a partir de REDIAM y CIVIO

4.2.1. Temperatura

Cuando la temperatura es elevada genera condiciones de estrés hídrico en la vegetación provocando un aumento de la vulnerabilidad en todas las formaciones forestales (Westerling & Bryant, 2008). Además, el periodo con la temperatura más baja y menos índice de humedad es por la tarde entre las 15:00 y las 17:00 h (Ruiz, 2015), coincidiendo con una mayor radiación solar, contribuyendo a una mayor propagación del incendio forestal.

Los incendios analizados se iniciaron los días donde la temperatura máxima diaria alcanzada variaba entre los 22,72 y los 43,1 °C, produciéndose un mayor número de incendios en los días donde se alcanzaron temperaturas máximas comprendidas entre 35 y 40 °C. Estos además fueron los días donde se iniciaron los incendios forestales que afectaron a una mayor superficie y donde el tamaño de los incendios era mayor. El incendio registrado con mayor superficie calcinada a lo largo del periodo (29.867 has), se inició un día en el que la temperatura máxima alcanzó el valor de 36,9 °C. Por el contrario, los días donde se registraron temperaturas máximas inferiores a 30 °C, los incendios iniciados afectaron a una superficie menor.

Tabla 3. Número, superficie y superficie media anual de incendios ocurridos en las provincias de Huelva y Sevilla (2001-2018), según temperatura máxima registrada el día de inicio

Temperatura (°C)	N° de incendios	Superficie quemada (has)	Superficie quemada (has) / incendio
<30°C	4	576,1	144
30-35	9	2787,2	309,7
35-40	9	31.468,6	3496,5
>40	3	9148,4	3049,5
Total	25	43.980	1759,2

Fuente: elaboración propia a partir de REDIAM y CIVIO

4.2.2. Humedad

Cuanto menor sea la humedad relativa, mayor es la probabilidad de inicio y propagación del fuego (Ruiz, 2015). Se observa como en los días donde se alcanzaron valores de humedad relativa inferiores al 15 %, se iniciaron los incendios forestales de mayor tamaño medio, que afectaron a una mayor superficie. El incendio con mayor superficie calcinada a lo largo del periodo, se inició con una humedad relativa de 13,39 %. Por el contrario, los días donde se registraron humedades relativas superiores al 30 %, se iniciaron un menor número de incendios que afectaron a una superficie menor (Tabla 4).

Tabla 4. Número, superficie y superficie media anual de incendios ocurridos en las provincias de Huelva y Sevilla (2001-2018), según humedad media registrada a las 13 h del día de inicio

Humedad (%)	N° de incendios	Superficie quemada (has)	Superficie quemada (has) / incendio
< 15	3	30.543,8	10.181,2
15< 20	12	10.848,6	904,1
20< 30	6	1922,3	320,4
> 30	4	666,1	166,5
Total	25	43.980,8	1759,2

Fuente: elaboración propia a partir de REDIAM y CIVIO

4.2.3. Viento

Una mayor velocidad de propagación del fuego supone una mayor dificultad de extinción, por lo cual, una mayor probabilidad de que los incendios afecten a una mayor superficie forestal (Mérida, 2000).

En la Tabla 5, se puede observar que en los días donde se registraron valores de velocidad de viento entre 15-20 km/h, se iniciaron el mayor número de incendios forestales, de mayor tamaño y que afectaron a una mayor superficie. El incendio con mayor superficie calcinada a lo largo del periodo, se inició con rachas máximas de viento de 15,6 Km/h. Seguidamente, los días donde se registraron rachas máximas de viento superiores a 30 Km/h, los incendios iniciados afectaron a una superficie mayor.

Tabla 5. Número, superficie y superficie media anual de incendios ocurridos en las provincias de Huelva y Sevilla (2001-2018), según velocidad máxima de viento alcanzada en el día de inicio

Velocidad (m/s)	N° de incendios	Superficie quemada (has)	Superficie quemada (has) / incendio
< 15	3	494,9	164,9
15< 20	10	32.821,00	3282,1
20< 30	4	935,4	233,8
> 30	7	9729,4	1389,9
Total	24	43980,7	1832,5

Fuente: elaboración propia a partir de REDIAM y CIVIO

4.3. La regla del 30/30/30

4.3.1. Incendios que cumplen una condición

En esta primera situación se analiza aquellos incendios forestales que cumplen una sola condición de la regla 30/30/30 (temperatura máxima, humedad media a la 13:00 del mediodía y velocidad máxima de viento). En relación a la condición de temperatura máxima, se puede observar que el 84 % (21 casos) de los incendios analizados en el periodo, se cumplía dicha condición. En el caso de la condición de humedad media a la 13:00 h del mediodía, también el 84 % (21) de los incendios producidos en el periodo cumplen esta condición. Por último, respecto a la condición de racha máxima de viento, solo el 38,1 % (8) de los incendios producidos en el periodo, cumple esta condición.

4.3.2. Incendios que cumplen dos condiciones

Respecto al análisis de los incendios forestales que cumplen dos condiciones de la regla 30/30/30, un total de 20 incendios, entorno al 80% de los analizados, cumplen al mismo tiempo las condiciones de temperatura máxima y humedad. Por otro lado, sólo seis incendios (24%), cumplen al mismo tiempo las condiciones de temperatura máxima y velocidad máxima de viento). Por último, en el caso de las condiciones de humedad y velocidad máxima de viento, se puede observar que solo seis incendios (24 %) cumplen ambas condiciones.

4.3.3. Incendios que cumplen las tres condiciones

El número de incendios forestales seleccionados a lo largo del periodo que cumple las condiciones de temperatura máxima, humedad y racha máxima de viento, son seis, corresponde solo al 9,85 % del número de incendios analizados y el 21% de la superficie recorrida por el fuego analizada (Tabla 6).

Tabla 6. Incendios ocurridos en las provincias de Huelva y Sevilla (2001-2018), que cumplen la regla del 30/30/30

Fecha de inicio	Municipio	Hectáreas	Temp.max	Humedad a las 13:00	Viento velocidad máxima
24/08/2005	Moguer	179,97	33,3	25,16	41,5
30/07/2005	Moguer	551,6	32,51	21,66	33,49
19/07/2003	Moguer	167,9	36	16,87	30,3
11/09/2003	Almonte	152	34,89	19,4	31,48
03/05/2016	Beas	181	30,39	18,6	30,62
24/06/2017	Moguer	8160	38,26	16,38	31,54

Fuente: elaboración propia a partir de REDIAM y CIVIO

4.3.4. El papel de la extensión de los incendios en el cumplimiento de las condiciones meteorológicas.

Tal como se puede observar en la Tabla 7, las condiciones meteorológicas se cumplen con más frecuencia en aquellos incendios forestales que afectan a una extensión entre 100 y 250 has, cumpliendo la condición de temperatura máxima (13) o la condición de humedad (13), seguidos de aquellos donde se cumplen las condiciones de temperatura máxima y humedad al mismo tiempo (12). Además, cabe destacar que de los 6 incendios donde se cumplió la regla 30/30/30, 4 tuvieron una extensión entre 100-250 has, suponiendo un 66 % sobre el total.

Tabla 7. Número de incendios forestales según el cumplimiento de las condiciones meteorológicas en función su extensión, en las provincias de Huelva y Sevilla 2001-2018.

Extensión (has)	Cumple 30/30/30 (3x)	Cumple 30/30/30 (2x)			Cumple 30/30/30 (1x)		
		T.Max+H	T.Max+V.Max.V	H.M + V.Max.V	T.Max	H.M	V.Max.V
100-250	4	12	4	4	13	13	6
250-500	0	3	0	0	3	3	0
500-1.000	1	3	1	1	3	3	1
1.000-5.000	0	0	0	0	0	0	0
5.000-10.000	1	1	1	1	1	1	1
>10.000	0	1	0	0	1	1	0
Total	6	20	6	6	21	21	8

T Max: Temperatura máxima, H.M: Humedad media a las 13:00 h, V.Max.V: Velocidad máxima de viento

Fuente: elaboración propia a partir de REDIAM y CIVIO

4.3.5. El papel de la estacionalidad de los incendios en el cumplimiento de las condiciones meteorológicas.

En cuanto al papel que juega la ubicación temporal de los incendios en función del cumplimiento de las condiciones meteorológicas (Tabla 8) los meses de julio y agosto se produjeron un mayor número de incendios que cumple la condición de humedad (16), seguido del número de incendios producidos que cumplieron la condición temperatura máxima (16) y de los que cumplen ambas condiciones al mismo tiempo.

Tabla 8. Número de incendios forestales según el cumplimiento de las condiciones meteorológicas en función su ubicación temporal, en las provincias de Huelva y Sevilla 2001-2018.

Extensión (ha)	Cumple 30/30/30 (3x)	Cumple 30/30/30 (2x)			Cumple 30/30/30 (1x)		
		T.Max+H	T.Max+V.Max.V	H.M + V.Max.V	T.Max	H.M	V.Max.V
Abril	0	0	0	0	0	0	1
Mayo	1	1	1	1	1	2	1
Junio	1	2	1	1	3	2	1
Julio	2	8	2	2	8	8	2
Agosto	1	8	1	1	8	8	1
Septiembre	1	1	1	1	1	1	2
Total	6	20	6	6	21	21	8

T Max: Temperatura máxima, H.M: Humedad media a las 13:00 h, V.Max.V: Velocidad máxima de viento

Fuente: elaboración propia a partir de REDIAM y CIVIO

4. CONCLUSIONES

Este trabajo analiza la influencia de las variables meteorológicas en los incendios forestales de más de 100 has ocurridos en la provincia de Huelva y Sevilla para el periodo 2001-2018. Si bien constituye un análisis preliminar, son varias las conclusiones que pueden ser obtenidas a partir de este trabajo.

En función de los resultados obtenidos, la regla 30/30/30 en los incendios analizados en las provincias de Huelva y Sevilla entre 2001 y 2018 no ha supuesto un papel muy decisivo, ya que solo el 10 % de los incendios forestales analizados de más de 100 has han cumplido esta regla en su inicio de propagación. Sin embargo, el cumplimiento mínimo de dos de las tres condiciones de la regla 30/30/30 sí que ha supuesto ser más decisivo cuando se unen en sus inicios las condiciones de temperatura máxima y humedad relativa, ya que más del 80 % de los incendios analizados cumplieron dichas condiciones.

Desde un punto de vista de la extensión de los incendios forestales el papel de la regla 30/30/30 fue más decisivo en los incendios que afectaron entre 100-250 has calcinadas suponiendo casi el 66 % respecto al total de casos donde se cumplió. Destacan los incendios iniciados en los municipios de Minas de Riotinto, en julio de 2004 con 29.867 has calcinadas y Moguer, en junio de 2017 con 8160 has calcinadas.

Mientras que en los incendios de más de 500 has analizados por CIVIO, la velocidad máxima de viento supuso un factor decisivo, sobre todo en tareas de extinción, complicando el control de los focos más importantes, ya que aumenta la velocidad de propagación del fuego, y aviva las llamas en las zonas calcinadas, según los análisis realizados, el papel de la regla 30/30/30 no fue totalmente decisivo en el incendio de Minas de Riotinto, debido a que solo se cumplieron dos de las tres condiciones de di-

cha regla (no se superó la condición de velocidad máxima de viento). Sin embargo, en el caso del incendio de Moguer, la regla 30/30/30 se cumple.

Por último en relación a la distribución temporal de los incendios en función del cumplimiento de la regla 30/30/30, donde destaca el mes de julio, cuando se produjeron el mayor número de incendios forestales (dos, lo cual supone el 33% sobre el total) en donde se cumplió la regla 30/30/30 en sus inicios.

A pesar de estas conclusiones resulta necesario ahondar más en los análisis, incrementar el tamaño de la muestra y profundizar en el análisis de otras variables meteorológicas significativas, como pueden ser la precipitación días previos al incendio o la radiación máxima, entre otras.

5. BIBLIOGRAFÍA

- ARAQUE, E. (2013). Medio siglo de grandes incendios forestales en Andalucía (1961-2011). *Mediterraneané*.41-52. DOI: 10.4000/mediterranee.6840
- CIVIO (2017, JULIO, 27): Grandes incendios y un mito que cae: la 'regla del 30' se cumple en 1 de cada 3 casos. Retrieved from <https://civio.es/espana-en-llamas/2017/07/27/grandes-incendios-y-un-mito-que-cae-la-regla-del-30-se-cumple-en-1-de-cada-3-casos/>
- CIVIO (2018). España en llamas. Retrieved from: <https://civio.es/espana-en-llamas/>
- DA PONTE, E., COSTAFREDA-AUMEDES, S. & VEGA-GARCIA, C. (2019). Lessons Learned from Arson Wildfire Incidence in Reforestations and Natural Stands in Spain. *Forests* 10,(3) 229. DOI: 10.3390/f10030229
- GONÇALVES, A.C. & SOUSA, A.M.O. (2017). The fire in the Mediterranean Region: A case study of forest fires in Portugal. En B. Fuerst-Bielis (Ed.), *Mediterranean Identities-Environment, Society, Culture* (pp. 305-335). London: IntechOpen.
- MAPAMA (2017). Incendios Forestales 01/01/2017-31/12/2017. AVANCE INFORMATIVO. Retrieved from: https://www.mapa.gob.es/va/desarrollo-rural/estadisticas/iiff_2017_def_tcm39-446071.pdf
- MÉRIDA, J.C. (2000). Factores meteorológicos. En: R. Vélez (coord.), *La Defensa contra Incendios Forestales: Fundamentos y Experiencias* (pp. 8.1-8.8). Madrid: McGraw Hill.
- PLANA, E., FONT, M., SERRA, M., BORRÀS, M. & VILALTA, O. (2016). Fire and forest fires in the Mediterranean; a relationship story between forest and society. Five myths and realities to learn more. eFIREcom project. CTFC editions.
- PIEDRA, J.L. (2020, SEPTIEMBRE, 14). Huelva, la más castigada por los grandes incendios forestales en Andalucía. *Sur*. Retrieved from <https://www.diariosur.es/andalucia/huelva-castigada-grandes-20200914200813-nt.html>
- RUÍZ, J. (2015). Manual de incendios, Nº 1. Incendios de Vegetación. Consorcio para el Servicio de Prevención, Extinción de Incendios, Protección Civil y Salvamento de la Provincia de Guadalajara (CEIS). Retrieved from: http://ceis.antun.net/docus/pdfsonline/m1/M1_Incendios_v6_06_vegetacion/M1-Incendios-v6-06-vegetacion.pdf
- REDIAM: <HTTP://WWW.JUNTADEANDALUCIA.ES/MEDIOAMBIENTE/SITE/REDIAM>
- UNISDR (2017). Wildfire Hazard and Risk Assessment. Retrieved from: https://www.unisdr.org/files/52828_06wildfirehazardandriskassessment.pdf

- VÉLEZ, R. (2000): La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias. Madrid: McGraw Hill.
- WESTERLING, A.L. & BRYANT, B.P. (2008). Climate change and wildfire in California. *Climate Change*, 87 (Suppl 1), 231-249. DOI: 10.1007/s10584-007-9363-z

EXPANSIÓN URBANA Y ESTRATEGIAS DE CONTENCIÓN DE CRECIMIENTO: EL CASO DE LA REGIÓN METROPOLITANA DE SANTIAGO DE CHILE

URBAN EXPANSION AND CONTAINMENT STRATEGIES: THE CASE OF THE METROPOLITAN REGION OF SANTIAGO DE CHILE

Juan Pablo Schuster Olbrich¹

jpschuster@uc.cl

1 Doctorando en Geografía

Universidad Autónoma de Barcelona

<https://orcid.org/0000-0001-9383-7800>

Dra. Carme Miralles Guasch²

carme.miralles@uab.cat

Dr. Guillem Vich Callejo

guillem.vich@uab.cat

2 Departamento Geografía

Universidad Autónoma de Barcelona

Dr. Luis Fuentes Arce³

lfuentes@uc.cl

3 Instituto de Estudios Urbanos y Territoriales

Pontificia Universidad Católica de Chile

Resumen

En un contexto en que las ciudades se están expandiendo en las últimas décadas y la proyección es que este proceso continuará, especialmente en las metrópolis latinoamericanas. Este trabajo tiene como objetivo principal, cuantificar el proceso de expansión urbana en la Región Metropolitana de Santiago de Chile y la estrategia del límite urbano, establecido a través de un instrumento de planificación territorial con el fin de orientar y contener dicho crecimiento urbano expansivo. Se utilizaron fuentes oficiales de datos institucionales públicos y se comparó el desarrollo de nuevas áreas edificadas dentro y fuera del límite urbano, con el objetivo de cuantificar la capacidad de contención del instrumento. Los resultados indican una mayor expansión de áreas edificadas fuera del área destinada a recibir nuevos desarrollos urbanos, perjudicando las áreas agrícolas y ambientales, siendo incapaz de frenar el crecimiento urbano expansivo, disperso y descontrolado. La administración pública y los planificadores urbanos deberían considerar estos nuevos desarrollos que se producen más allá del límite urbano y reforzar la estrategia de contención para obtener un modelo de uso del suelo sostenible.

Palabras clave: Expansión urbana, Planificación Urbana, Límite Urbano, Chile.

Abstract

In a context in which cities are expanding in the last decades and the projection is that this process will continue, especially in Latin American metropolises. This paper has the main goal, quantify the urban expansion process in the Metropolitan Region of Santiago de Chile and the strategy of the urban boundary, establish through a land use planning instrument in order to guide and contain such expansive urban growth. Official public institutional data sources were used, and a comparison was made of the development of new built-up areas inside and outside the urban boundary, with the objective of quantifying the containment capacity of the instrument. The results indicate a greater built-up expansion outside the area destined to receive new urban developments, damaging rural areas and being unable to curb expansive, dispersed and uncontrolled urban growth. Public administration and urban planners should consider these new developments occurring beyond the urban boundary and strengthen the containment strategy to obtain a sustainable land use model.

Keywords: Urban expansion, Urban Planning, Urban Boundary, Chile.

1. INTRODUCCIÓN Y MARCO TEÓRICO

1.1 Urbanización

La urbanización es la forma de uso de la tierra más irreversible dominada por el ser humano (Seto, et al., 2012). Comprender la cobertura del suelo urbano es importante porque las áreas urbanas se están expandiendo, en términos de tamaño de población, número de ciudades y de extensión (Dewan & Yamaguchi, 2009), proyectándose un aumento de las áreas urbanas a nivel global (Karen C. Seto et al., 2012). El crecimiento urbano del tipo expansivo se ha convertido en un tipo de crecimiento predominante en Latinoamérica (Cruz-Muñoz, 2021), tomando la forma de crecimiento disperso fragmentando el paisaje, contaminando la tierra, perdiendo biodiversidad y contribuyendo al cambio climático (Foley et al., 2005; Newbold, 2016).

1.2 Límite Urbano

En este sentido, ha habido mucho debate reciente sobre el paradigma de la “ciudad compacta”, con sus objetivos de reducir la ocupación de suelo urbano (Sathyakumar et al., 2020; Tratalos et al., 2007), vinculadas a establecer formas urbanas más sostenibles (Rafeq, 2006). Desde la literatura de planificación de uso de suelo, han emergido estrategias para orientar y controlar el crecimiento urbano expansivo y sus efectos negativos, principalmente a través de límites urbanos (Lambin et al., 2003; Zheng et al., 2017). Los límites urbanos son establecidos a través de instrumentos de planificación del uso del suelo, siendo definidos como límites no físicos y que estableces regulaciones de suelo prohibiendo el desarrollo urbano más allá de ciertos límites, definiendo áreas fijas para albergar el desarrollo urbano proyectado a 20 años plazo (Gennaio et al., 2009; Meck, 2002) Sin embargo, siendo debatido en la literatura la

evaluación de la efectividad de dichas estrategias de control y orientación del crecimiento urbano, Hay menos investigaciones que cuantifiquen y analicen la estrategia de límites urbanos en los países no desarrollados (Menzori et al., 2021)), donde es probable que el reto de la contención sea mayor que en los países desarrollados (Zhao et al., 2010). Además, existiendo evidencia en que en países la regulación prohíbe el desarrollo de baja densidad más allá del límite y esta ocurre de igual forma (Abrantes et al., 2016) o bien, regulaciones que permiten una baja densidad fuera del área edificada, teniendo consecuencias ambientales no deseadas (Robinson et al., 2005).

1.3 Crecimiento urbano en expansión

A nivel global se ha evidenciado el crecimiento urbano acelerado y expansivo que han tenido en especial las metrópolis latinoamericanas (De Mattos, 2010). Lo anterior, ya que existe literatura que estudiado el crecimiento urbano de la Región Metropolitana de Santiago (RMSC) del tipo expansivo en las últimas décadas (De Mattos et al., 2004; De Mattos, 2010; Fuentes & Pezoa, 2018), también desde la densificación (Vicuña, 2020), desde la construcción de viviendas sociales (Hidalgo et al., 2016), desde el desarrollo de parcelas de agrado (Naranjo, 2009) y también del desarrollo de autopistas privadas (Cáceres, 2015). Además, existe literatura que ha estudiado el rol del límite urbano establecido por el PRMS (Jiménez et al., 2018; Petermann, 2006), sin embargo, no existen suficientes estudios que comparen las áreas urbanas desarrolladas dentro y fuera del límite urbano establecido por el Plan Regulador Metropolitano de Santiago (PRMS) (Gennaio et al., 2009), en el sentido de evaluar dicha estrategia de control del crecimiento urbano, existiendo pronósticos que prevén que seguirá expandiéndose (Puertas et al., 2014). En este sentido, en el contexto de una rápida expansión de las metrópolis latinoamericanas en las últimas décadas, este trabajo busca (1) cuantificar el crecimiento de nuevas áreas edificadas a través de los cambios en la cobertura del suelo en la Región Metropolitana de Santiago (RMS), Chile, entre 1997 y 2013 tanto a nivel regional como subregional (o provincial); (2) analizar la capacidad de controlar la expansión edificada el límite urbano establecido por el PRMS cuantificando los nuevos desarrollos de edificación ocurridos en el área urbana y en el área no urbana.

1.4 Planificación Urbana en Chile

La Planificación Urbana en Chile se encuentra regulada en la Ley General de Urbanismo y Construcciones (LGUC), ley que rige desde el año 1976. Dicha Ley define la planificación urbana como un “proceso que se efectúa para orientar y regular el desarrollo de los centros urbanos en función de una política nacional, regional y comunal de desarrollo socioeconómico” (art. 27 LGUC). Para el presente documento, nos centramos en la Planificación Urbana a escala Metropolitana, aplicada a una ciudad que alberga un número mayor de 500.000 habitantes (art. 34 LGUC). El Plan Regulador Metropolitano de Santiago de Chile (PRMSC) entre en vigencia en 1994, estableciendo un área urbana y un área excluida del desarrollo urbano a través de un límite urbano, entendiéndolo como un “límite imaginario” que divide la “ciudad” de la “no ciudad”. El PRMSC define entonces, un límite urbano, una zonificación, una vialidad estructural y usos del suelo (Vicuña, 2013), dividiendo dichas áreas con el objetivo de prever

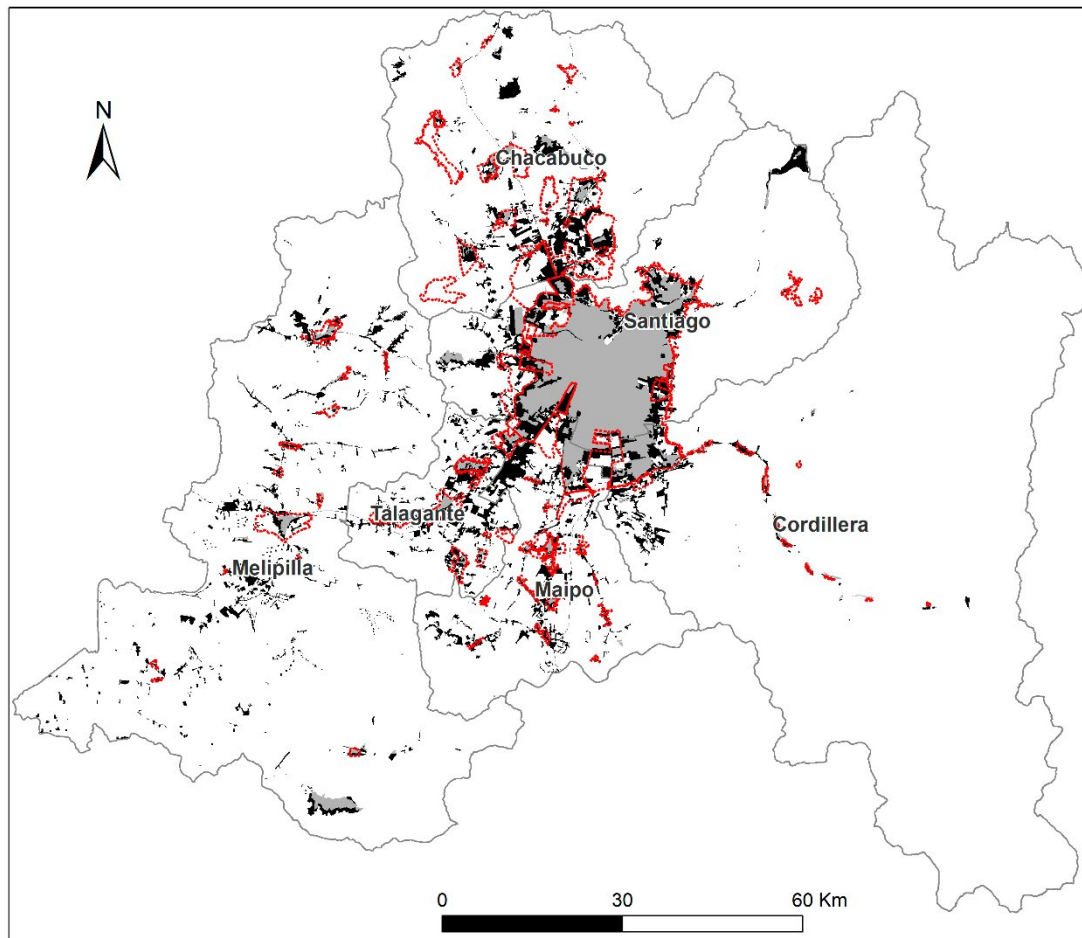
el desarrollo de nuevas áreas urbanas para el período. Dicho instrumento, establece dos macro zonas: dentro del límite urbano (área urbana y urbanizable), destinada a recibir los nuevos desarrollos edificables y fuera del límite urbano (área excluida al desarrollo urbano), con el objetivo de preservar las áreas agrícolas y naturales, también establecer áreas de riesgo y áreas para las infraestructuras metropolitanas (Vicuña, 2017).

2. METODOLOGÍA

2.1 Área de estudio

La Región Metropolitana de Santiago de Chile cuenta con un total de 7.112.808 personas que representan un 40% de la población total de todo el país (INE, 2018). La Región Metropolitana tiene en su centro la ciudad de Santiago, capital de Chile y se divide administrativamente en 6 provincias: Chacabuco (norte), Cordillera (sur este), Maipo (sur), Melipilla (oeste), Santiago (centro) y Talagante (suroeste). (Figura 1). Son relevantes las figuras administrativas de provincias por las modificaciones que hizo el Plan Regulador Metropolitano de Santiago entre el ámbito temporal de estudio.

Figura 1. Cambio en el área urbana en la Región Metropolitana de Santiago de Chile (MRSC) entre 1997 y 2013 y el límite urbano.



Crecimiento urbano en la Región Metropolitana de Santiago de Chile y el límite urbano

- Límite Urbano
- Áreas Urbanas 1997
- Provincias
- Áreas Urbanas 2013

Fuente: Elaboración propia en base a CONAF 1997 y 2013 y Ministerio de Vivienda y Urbanismo.

2.2 Área Urbana

La determinación del área urbana se basó utilizando información oficial, consistente en un mapa de cobertura del suelo elaborado por la Corporación Nacional de Fomento (CONAF) en 1997 y 2013, reclasificando 5 categorías de área urbana en una capa, utilizando ArcGIS: “Ciudades, pueblos, zonas industriales, minería industrial, parcelas de agrado”. Entendiendo las parcelas de agrado como subdivisiones de 0,5 Ha de tierra agrícola para la construcción de una vivienda, manteniendo el carácter agrícola del suelo conforme al Decreto Ley 3.516 sobre predios rústicos (Naranjo, 2009). El área urbana se definió como la “cobertura del suelo urbana, superficies impermeables y

otras manifestaciones del entorno construido” (Hernández–Moreno & Reyes–Paেকে, 2018; K. C Seto et al., 2011).

2.3 Límite Urbano

La información del límite urbano se utilizó información de datos vectoriales del Plan Regulador Metropolitano de Santiago al año 2013, obtenido a través del Ministerio de Vivienda y Urbanismo. El límite urbano se utilizó para determinar el área urbana definida por la normativa urbanística en contraposición al área rural o excluida al desarrollo urbano fuera de aquel límite urbano. Posteriormente, se utilizó ArcGIS y las herramientas de geoprocésamiento para evaluar cuánta área urbana se desarrolló dentro y fuera del límite urbano, utilizando el límite urbano del año 2013 para evaluar cuánta área edificada existía en el 1997 y 2013. con el objetivo de evaluar la capacidad del PRMS para lograr el objetivo de la ciudad compacta y evitar desarrollos urbanos mas allá de límite, a nivel regional y por provincias.

3. RESULTADOS

Se cuantificaron los siguientes resultados, en relación con el crecimiento urbano expansivo y en relación con el desarrollo de nuevas áreas edificables dentro y fuera del límite urbano establecido por el PRMSC.

3.1 Crecimiento urbano

El área urbana aumentó de 60.130 Ha a 134.750 Ha desde el año 1997 al 2013 en la Región Metropolitana de Santiago de Chile, expandiéndose un total de 124 % considerando su superficie regional. A nivel provincial, la Provincia que más experimentó crecimiento urbano en expansión en relación con su mancha original fue Chacabuco, la provincia ubicada al norte de la ciudad (figura 1). En este sentido, hubo 3 provincias que crecieron más de un (400 %), correspondiente a Melipilla (oeste), Talagante (suroeste) y Maipo (sur). Las provincias que menos crecieron en relación con su superficie original fueron Cordillera (176 %) y Santiago (38 %). Finalmente, la ciudad creció con un promedio de 4.663 Ha de área urbanizada entre el período 1997 a 2013.

Table 1: Crecimiento urbano entre 1997 y 2013 y límite urbano por Región y Provincias

Límite Urbano	Año/Superficie Ha	Chacabuco	Cordillera	Maipo	Melipilla	Santiago	Talagante	RMSC
Dentro LU (área urbana y urbanizable)	1997 Ha	1708	3143	2679	1048	44 272	1592	54 441
	2013 Ha	6694	6328	7022	2723	57 401	3959	84 128
	Diferencia	4987	3185	4344	1675	13 129	2368	29 687
	%	292	101	162	160	30	149	55
Fuera LU (área excluida al desarrollo urbano)	1997 Ha	821	627	292	1665	1963	321	5689
	2013 Ha	10 319	4073	9000	14 033	6454	6744	50 622
	Diferencia	9498	3445	8707	12 368	4491	6423	44 933
	%	1157	549	2981	743	229	2000	790
Total	1997 Ha	2528	3771	2971	2713	46 235	1913	60 130
	2013 Ha	17 013	10 400	16 022	16 756	63 855	10 703	134 750
	Diferencia	14 485	6630	13 051	14 043	17 620	8791	74 620
	%	573	176	439	518	38	460	124

Fuente: Elaboración Propia.

3.2 Crecimiento expansivo y límite urbano establecido por el Plan Regulador Metropolitano de Santiago

Ahora bien, a nivel regional, observamos que la superficie urbana aumentó en mayor medida fuera del límite urbano que dentro (790 % vs 55 %), considerando respectivamente sus superficies originales. En este sentido, el área urbana dentro del límite urbano creció 29.687 Ha (54.441 Ha a 84.128 Ha) desde 1997 al 2013, en cambio, fuera del límite urbano, el área urbana aumentó 44.933 Ha (5.689 Ha a 50.622 Ha). Observando a nivel político administrativo de las provincias, dentro del límite urbano, Chacabuco fue la provincia que más aumentó su cobertura urbana (292 %), seguida posteriormente por Maipo (162 %), Melipilla (160 %) y Talagante (149 %). Por otro lado, las provincias de Cordillera (101 %) y Santiago (30 %) fueron las que menos crecieron en el período, considerando su superficie original de suelo urbanizado.

En relación con el área urbana desarrollada fuera del límite urbano establecido por el Plan Regulador Metropolitano de Santiago, corresponde a la provincia de Maipo (2.981 %) la que más creció en relación con su superficie original, seguida por Talagante (2.000 %), Chacabuco (1.157 %), Melipilla (743 %) y Cordillera (549 %), siendo estas últimas las que menor superficie urbanizada tenían para el 1997, excepto Melipilla.

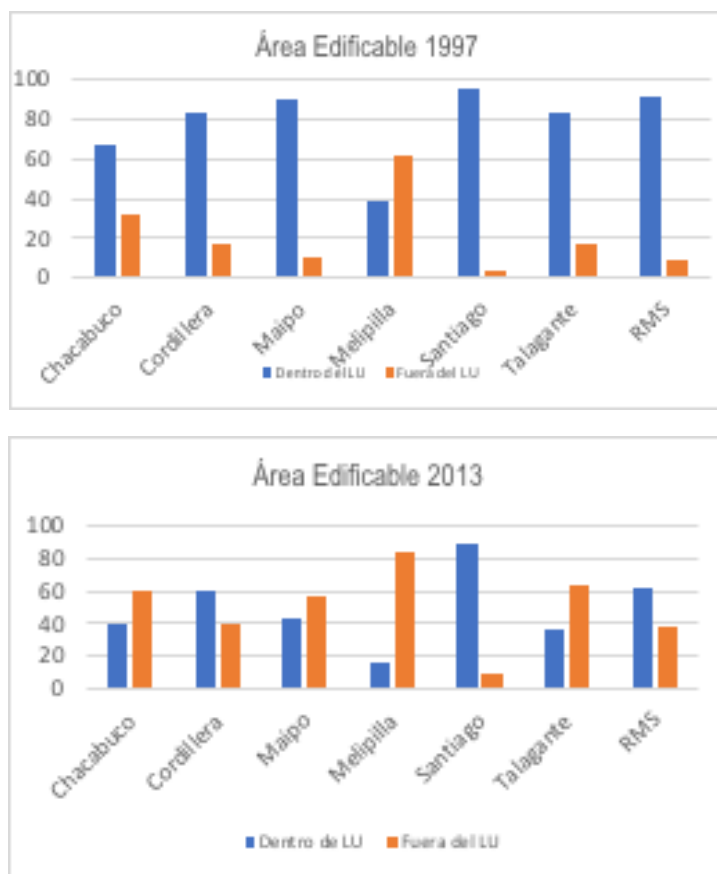
Complementando el punto anterior, la única subregión que consideraba un área urbana mayor fuera de límite urbano que dentro en el año 1997, era Melipilla (+61 % vs +39 %) (tabla 2 y figura 2). Ahora bien, el desarrollo del área urbana fuera del límite urbano para el año 2013 modificó la situación que se daba en 1997, a pesar de que Melipilla se incrementa la mayor diferencia de área urbanizada fuera del límite urbano que dentro (+84 % vs +16 %), se desarrolla más área urbana fuera del límite también en Talagante (+63 % vs +37 %), Chacabuco (+61 % vs +39 %) y Maipo (+56 % vs +44 %). Las provincias que mantienen mayor superficie urbana dentro del límite urbano son Santiago (+90 % vs +10 %) y Cordillera (+61 % vs +39 %). En este sentido, sólo Cordillera y Santiago tuvieron mayor desarrollo urbano dentro del límite urbano que fuera de aquél.

Tabla 2: Porcentaje de área urbana dentro y fuera de límite urbano

Año	Área Urbana	Chacabuco	Cordillera	Maipo	Melipilla	Santiago	Talagante	RMS
1997	Dentro del LU %	+68	+83	+90	+39	+96	+83	+91
	Fuera del LU %	+32	+17	+10	+61	+4	+17	+9
	Diferencia %	+35	+67	+80	-23	+92	+66	+81
2013	Dentro de LU %	+39	+61	+44	+16	+90	+37	+62
	Fuera del LU %	+61	+39	+56	+84	+10	+63	+38
	Diferencia %	-21	+22	-12	-67	+80	-26	+25

Fuente: Elaboración propia.

Figura 2: Porcentaje de área edificable dentro y fuera del límite urbano en la RMSC en 1997 y 2013



Fuente: elaboración propia.

4. DISCUSIONES

El Plan Regulador Metropolitano de Santiago (PRMS) no tuvo éxito en control el crecimiento urbano expansivo de la Región Metropolitana de Santiago de Chile (RMSC), controlando una menor parte del crecimiento fuera del límite urbano, coincidente con otros estudios (De Mattos, 1999; De Mattos et al., 2004; Fuentes & Pezoa, 2019),

incluso en mayor medida que los que otros estudios pronosticaban (Puertas et al., 2014)planning and policy. An integrated modeling approach, linking assessment of urban spatial dynamics, was applied to the Santiago Metropolitan Area (SMA.Creció de manera expansiva, dispersa y fragmentada como otras metrópolis en Latinoamérica como en México, Argentina, Brasil (De Mattos, 2010). Creció más fuera del límite urbano más que dentro, es decir, creció en mayor medida en el área excluida del desarrollo urbano que en el área urbanizable, dando constancia de lo señalado por otros estudios aplicados a la RMS (Fernandez & De la Barrera, 2018; Montoya-Tangarife et al., 2017). A nivel regional, creció en mayor medida hacia el norte, Chacabuco, como lo han señalado otros estudios (Naranjo, 2009). Condice con otros estudios relativo a la poca expansión de Cordillera por la barrera natural de la Cordillera y en Santiago por un proceso de crecimiento vertical y densificación (Fuentes & Pezoa, 2018; Vicuña, 2020).

El contexto en que se estableció el Plan Regulador Metropolitano de Santiago de Chile en 1994, tuvo por objetivo volver al modelo centralista y racionalista de la década de los sesenta, resultando ser un modelo híbrido producto de la liberación económica desde 1973, siendo incapaz de contener la fuerza del mercado inmobiliario y apoyado por el desarrollo de autopistas privadas (De Mattos et al., 2004; Vicuña, 2013). Un ejemplo es que el límite urbano fue modificado al menos 3 veces durante el período de estudio, siendo por primera vez modificado en 1997 – 3 años después de su entrada en vigor– con la finalidad de controlar las solicitudes de “parcelaciones de agrado”, factor que ha sido analizado en otros estudios y que consta del dicho fenómeno en especial al norte de la ciudad, en la provincia de Chacabuco (Naranjo, 2009), como consta el presente documento. Lo anterior, con la finalidad de poner fin a prácticas especulativas sobre el precio de la tierra rural, ya que existía una presión de las empresas inmobiliarias para subdividir parcelas rurales en lotes de 0,5 hectáreas, acelerando su especulación (Cáceres, 2015).En este sentido, dichas modificaciones dan cuenta de la incapacidad para hacer frente al crecimiento urbano acelerado del período (Hidalgo & Borsdorf, 2007).

Además, la literatura identifica que un factor de baja capacidad de contención dice relación con la planificación centralizada, radicada en el gobierno central, incapaz de coordinarse con otras instituciones públicas (De Mattos, 2010), reconociendo un poder desequilibrado entre los ministerios de agricultura, medio ambiente, infraestructura y vivienda, no representando la realidad rural y siendo incapaz de dirigir el crecimiento (Silva, 2020)there is a variety of rural lands that benefit the suburbanization process in social, environmental, economic and political terms. These lands configure a category of rurality rarely considered as part of the urban phenomenon, and usually seen as pending space for further (sub. En contraste, la descentralización de la planificación urbana y la estrategia del límite urbano es reconocida en Portugal o en China como un factor de éxito (Abrantes et al., 2016; Shao et al., 2020)urbanisation has become a major phenomenon in European cities, thus representing one of the key human land cover changes with socio-economic and environmental impacts. In the Lisbon metropolitan region it is estimated that 17% of natural and farmland have been transformed into artificial areas. Since the end of 1990s, specific EU guidelines have been issued to contain urban sprawl and preserve agricultural land. Spatial planning in Portugal obviously is integrating these assumptions into the statutory

land-use master plans. But what is the performance of this land use planning system regarding land cover evolution itself? Based on the Lisbon metropolitan region (LMR.

Otro factor de la poca capacidad de contención de la estrategia, dice relación con la escala del instrumento, ya que el límite urbano y las zonificaciones establecidas por el Plan Regulador Metropolitano de Santiago son ineficaces para guiar el desarrollo urbano, en entornos grandes y complejos (Alfasi et al., 2012). Lo anterior, da cuenta del fenómeno latinoamericano relativo a que la planificación territorial ha sido en general débil para proteger ecosistemas naturales y evitar degradación de paisaje (Fernández & De la Barrera, 2018). En este punto, el instrumento de planificación, no dispone de normas específicas para la protección del área excluida al desarrollo urbano, ya que en palabras de (Jiménez et al., 2018): el “modelo chileno dota de instrumentos a los agentes urbanísticos para promover legalmente la implementación residencial en prácticamente cualquier lugar del ámbito territorial”.

5. CONCLUSIONES

El objetivo de este estudio fue cuantificar la expansión edilicia en la Región Metropolitana de Santiago (RMS), Chile, entre 1997 y 2013, tanto a nivel regional como subregional. Además, se analiza la estrategia del Plan Regulador de la Región Metropolitana de Santiago (PRMS) para controlar la expansión edificatoria a través de la aplicación de un límite urbano, comparando las nuevas áreas edificadas reales con las áreas urbanas y áreas excluidas al desarrollo urbano. Considerando que la absoluta consistencia entre un plan y el crecimiento urbano real es poco probable (Faludi, 2000), la estrategia del Plan Regulador Metropolitano de Santiago ha sido ineficaz en controlar el crecimiento urbano expansivo en el período estudio dentro de límite urbano. Futuros estudios deben analizar el rol de la gobernanza de las administraciones públicas en relación con la ineficacia de dicha estrategia (Hersperger et al., 2018), para avanzar hacia un modelo de uso de suelo más sostenible. Finalmente, se debe profundizar el análisis de los patrones espaciales que se producen más allá del límite urbano y qué regulaciones de uso del suelo permiten que esto ocurra, como las parcelas de agrado identificadas, ya que pueden tener consecuencias ambientales no deseadas.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue posible a la Agencia Nacional de Desarrollo e Investigación (ANID)/ Beca/Doctorado Becas Chile/2019- 72200289.

7. BIBLIOGRAFÍA

ABRANTES, P., FONTES, I., GOMES, E., & ROCHA, J. (2016). Compliance of land cover changes with municipal land use planning: Evidence from the Lisbon metropolitan region (1990–2007). *Land Use Policy*, 51, 120–134. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.10.023>

- ALFASI, N., ALMAGOR, J., & BENENSON, I. (2012). The actual impact of comprehensive land-use plans: Insights from high resolution observations. *Land Use Policy*, 29(4), 862–877. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.01.003>
- CÁCERES, C. (2015). Expansión residencial en comunas periurbanas de Santiago de Chile: organización territorial y nuevas lógicas de generación de centralidades urbanas en el Santiago periurbano. *DU & P: Revista de Diseño Urbano y Paisaje*, 12(30), 18–24. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6145529>
- CRUZ-MUÑOZ, F. (2021). Patrones de expansión urbana de las megaurbes latinoamericanas en el Nuevo Milenio. *Eure*, 47(140), 29–49. <https://doi.org/10.7764/eure.47.140.02>
- DE MATTOS, C. (1999). Santiago de Chile, globalización y expansión metropolitana: lo que existía sigue existiendo. *Eure*, 25(76), 29–56. <https://doi.org/10.4067/S0250-71611999007600002>
- DE MATTOS, C, DUCCI, M. E., RODRÍGUEZ, A., & YAÑEZ, G. (2004). *SANTIAGO EN LA GLOBALIZACIÓN: ¿Una nueva ciudad?* (Carlos De Mattos, M. E. Ducci, A. Rodríguez, & G. Yáñez (eds.); Ediciones).
- DE MATTOS, C. (2010). Globalización y metamorfosis metropolitana en América Latina . De la ciudad a lo urbano generalizado. *Revista de Geografía Norte Grande*, 104, 81–104.
- DEWAN, A. M., & YAMAGUCHI, Y. (2009). Land use and land cover change in Greater Dhaka, Bangladesh: Using remote sensing to promote sustainable urbanization. *Applied Geography*, 29(3), 390–401. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2008.12.005>
- FALUDI, A. (2000). The performance of spatial planning. *Planning Practice and Research*, 15(4), 299–318. <https://doi.org/10.1080/713691907>
- FERNANDEZ, I. C., & DE LA BARRERA, F. (2018). Biodiversidad urbana , servicios ecosistémicos y planificación ecológica : un enfoque desde la ecología del paisaje. *Biodiversidad Urbana En Chile: Estado Del Arte y Los Desafíos Futuros*, August, 113–146.
- FOLEY, J. A., DEFRIES, R., ASNER, G. P., BARFORD, C., BONAN, G., CARPENTER, S. R., CHAPIN, F. S., COE, M. T., DAILY, G. C., GIBBS, H. K., HELKOWSKI, J. H., HOLLOWAY, T., HOWARD, E. A., KUCHARIK, C. J., MONFREDA, C., PATZ, J. A., PRENTICE, I. C., RAMANKUTTY, N., & SNYDER, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- FUENTES, L., & PEZOA, M. (2018). Nuevas geografías urbanas en Santiago de Chile 1992 - 2012. Entre la explosión y la implosión de lo metropolitano. *Revista de Geografía Norte Grande*, 2018(70), 131–151. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022018000200131>
- FUENTES, L., & PEZOA, M. (2019). *Los límites de lo urbano en la macrozona central de Chile. entre lo “confuso” y lo “difuso.”*
- GENNAIO, M. P., HERSPERGER, A. M., & BÜRGI, M. (2009). Containing urban sprawl-Evaluating effectiveness of urban growth boundaries set by the Swiss Land Use Plan. *Land Use Policy*, 26(2), 224–232. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.02.010>
- HERNÁNDEZ-MORENO, Á., & REYES-PAECKE, S. (2018). The effects of urban expansion on green infrastructure along an extended latitudinal gradient (23°S–45°S) in Chile over the last thirty years. *Land Use Policy*, 79(December 2017), 725–733. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.008>
- HERSPERGER, A. M., OLIVEIRA, E., PAGLIARIN, S., PALKA, G., VERBURG, P., BOLLIGER, J., & GRÄDINARU, S. (2018). Urban land-use change: The role of strategic spatial planning. *Global Environmental Change*, 51(June 2017), 32–42. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.05.001>
- HIDALGO, R., ARENAS, F., & SANTANA, D. (2016). ¿Utópolis o distópolis?: Producción inmobiliaria y metropolización en el litoral central de Chile (1992–2012). *Eure*, 42(126), 27–54. <https://doi.org/10.4067/S0250-71612016000200002>

- HIDALGO, R., & BORSODORF, A. (2007). Taller Nacional sobre “Migración interna y desarrollo en Chile: diagnóstico, perspectivas y políticas.” *Cepal*.
- JIMÉNEZ, V., CAMPESINO, A. J., HIDALGO, R., & ALVARADO, V. (2018). Normalización del modelo neoliberal de expansión residencial más allá del límite urbano en Chile y España. *Eure*, 44(132), 27–46. <https://doi.org/10.4067/s0250-71612018000200027>
- LAMBIN, E. F., GEIST, H. J., & LEPELERS, E. (2003). Dynamics of Land Use and Land-Use Change in Tropical Regions. *Annual Review of Environment and Resources*, 28(1), 205–241. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459>
- MECK, S. (2002). *Growing Smart Legislative Guidebook* (American Planning Institute, Issue January). https://planning-org-uploaded-media.s3.amazonaws.com/publication/download_pdf/Growing-Smart-Legislative-Guidebook.pdf
- MENZORI, I. D., SOUSA, I. C. N. DE, & GONÇALVES, L. M. (2021). Urban growth management and territorial governance approaches: A master plans conformance analysis. *Land Use Policy*, 105(Sep-tember 2020). <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105436>
- MONTOYA-TANGARIFE, C., DE LA BARRERA, F., SALAZAR, A., & INOSTROZA, L. (2017). Monitoring the effects of land cover change on the supply of ecosystem services in an urban region: A study of Santiago-Valparaíso, Chile. *PLoS ONE*, 12(11), 1–22. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188117>
- NARANJO, G. (2009). El rol de la ciudad infiltrada en la reconfiguración de la periferia metropolitana de Santiago de Chile. *Estudios Geográficos*, 70(266), 205–229. <https://doi.org/10.3989/estgeo-gr.0448>
- NEWBOLD, T. (2016). Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science*, 353(6296).
- PETERMANN, A. (2006). ¿Quién extendió a Santiago? Una breve historia del límite urbano, 1953–1994. *Santiago. Dónde Estamos y Hacia Dónde Vamos.*, 207–230.
- PUERTAS, O. L., HENRÍQUEZ, C., & MEZA, F. J. (2014). Assessing spatial dynamics of urban growth using an integrated land use model. Application in Santiago Metropolitan Area, 2010–2045. *Land Use Policy*, 38, 415–425. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.11.024>
- RAFEQ, Y. (2006). Sustainable urban forms: Their typologies, models, and concepts. *Journal of Planning Education and Research*, 26(1), 38–52. <https://doi.org/10.1177/0739456X05285119>
- ROBINSON, L., NEWELL, J. P., & MARZLUFF, J. M. (2005). Twenty-five years of sprawl in the Seattle region: Growth management responses and implications for conservation. *Landscape and Urban Planning*, 71(1), 51–72. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.02.005>
- SATHYAKUMAR, V., RAMSANKARAN, R. A. A. J., & BARDHAN, R. (2020). Geospatial approach for assessing spatiotemporal dynamics of urban green space distribution among neighbourhoods: A demonstration in Mumbai. *Urban Forestry and Urban Greening*, 48(May 2019), 126585. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126585>
- SETO, K. C., FRAGKIAS, M., GÜNERALP, B., & REILLY, K. (2011). A Meta-Analysis of Global Urban Land Expansion. *PloS One*, 7(4), 1–10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0020000>
- SETO, KAREN C., GÜNERALP, B., & HUTYRA, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(40), 16083–16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- SHAO, Z., BAKKER, M., SPIT, T., JANSSEN-JANSEN, L., & QUN, W. (2020). Containing urban expansion in China: the case of Nanjing. *Journal of Environmental Planning and Management*, 63(2), 189–209. <https://doi.org/10.1080/09640568.2019.1576511>

- SILVA, C. (2020). The rural lands of urban sprawl: institutional changes and suburban rurality in Santiago de Chile. *Asian Geographer*, 37(2), 117–144. <https://doi.org/10.1080/10225706.2019.1701505>
- TRATALOS, J., FULLER, R. A., WARREN, P. H., DAVIES, R. G., & GASTON, K. J. (2007). Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 83(4), 308–317. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.05.003>
- VICUÑA, M. (2013). El marco regulatorio en el contexto de la gestión empresarialista y la mercantilización del desarrollo urbano del Gran Santiago, Chile. *Revista INVI*, 28(78), 181–219.
- VICUÑA, M. (2017). Planificación metropolitana de santiago Cambios de estilo frente a las recientes transformaciones urbanas. *Iberoamericana de Urbanismo*, 13, 47–64. https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/108616/13_03_RIURB_Vicuña.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- VICUÑA, M. (2020). Densidad y sus efectos En La Transformación Espacial De La Ciudad Contemporánea: Cinco Tipologías Para Interpretar La Densificación Residencial Intensiva En El Área Metropolitana De Santiago. *Revista 180*, 45. [https://doi.org/10.32995/rev180.num-45.\(2020\).art-659](https://doi.org/10.32995/rev180.num-45.(2020).art-659)
- ZHAO, P., LÜ, B., & DE ROO, G. (2010). Performance and dilemmas of urban containment strategies in the transformation context of Beijing. *Journal of Environmental Planning and Management*, 53(2), 143–161. <https://doi.org/10.1080/09640560903529097>
- ZHENG, Q., YANG, X., WANG, K., HUANG, L., SHAHTAHMASSEBI, A. R., GAN, M., & VALERIEWESTON, M. (2017). Delimiting urban growth boundary through combining land suitability evaluation and cellular automata. *Sustainability (Switzerland)*, 9(12). <https://doi.org/10.3390/su9122213>

CAPACIDAD DE CARGA TURÍSTICA DE LAS PLAYAS DEL PARQUE REGIONAL SALINAS Y ARENALES DE SAN PEDRO DEL PINATAR, SURESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA

TOURIST CARRYING CAPACITY OF THE BEACHES OF THE REGIONAL PARK SALINAS Y ARENALES DE SAN PEDRO DEL PINATAR, SOUTHEAST OF THE IBERIAN PENINSULA.

Diana Hernández Mármol¹

Daniel Ibarra Marinas²

Pedro Escudero Lozano³

Gustavo Ballesteros Pelegrín⁴

Francisco Belmonte Serrato⁵

1 Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, diana.h.m@um.es

2 Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, adaniel.ibarra@um.es

3 Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, pedro.escudero@um.es

4 Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, gabp1@um.es

5 Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, franbel@um.es

Resumen

Las playas son ambientes dinámicos y complejos que, en áreas como el Mediterráneo, están sometidos a una elevada presión turística que suele ser responsable de muchos problemas ambientales. Por lo general, la Capacidad de Carga Turística se define como el máximo número de personas que pueden visitar un destino turístico al mismo tiempo, sin causar la destrucción del entorno físico, económico, sociocultural y evitando, en la medida de lo posible, la disminución de la satisfacción de los visitantes. Al tratarse de un concepto que debe analizarse desde diferentes perspectivas como la económica, la social y la medioambiental, el estudio de Capacidad de Carga Turística requiere la integración de diferentes enfoques. La ciencia desde la que mejor se pueden abordar los estudios de CCT es la Geografía, ya que incluye todas las perspectivas aporta las herramientas para relacionarlas y permite un análisis espacial adecuado. El objetivo de este trabajo ha sido el estudio de la capacidad de carga turística en un área protegida sometida a una gran presión turística estival, las playas de la Torre Derribada, de las Salinas, de la Barraca Quemada y Punta de Algas. Estas playas se sitúan en el Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar (Región de Murcia), un área de gran relevancia ambiental con 856 ha de superficie, perteneciente a la Red Natura 2000 y catalogado como Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM). En esta área se está llevando a cabo el Proyecto LIFE-Salinas que incluye la evaluación del impacto socioeconómico del parque y las actuaciones de potenciación de los servicios ambientales, acciones en la que se incluye este trabajo. Para llevar a cabo este estudio, se ha realizado el

cálculo de la Capacidad de Carga Física, la Capacidad de Carga Real y la Capacidad de Carga Efectiva. Las herramientas utilizadas han consistido en el tratamiento de datos espaciales por medio de técnicas SIG y las encuestas de satisfacción por parte de los usuarios. Los resultados muestran grandes diferencias entre la presión turística de cada playa debido principalmente a la disposición de los accesos. Además, se han observado impactos negativos ocasionados por la excesiva presencia de visitantes en una zona protegida.

Palabras clave: playas, Geografía Litoral, turismo, Red Natura 2000,

Abstract

Beaches are dynamic and complex environments which, in areas such as the Mediterranean, are subject to high tourist pressure that is often responsible for many environmental problems. Generally, Tourist Carrying Capacity is defined as the maximum number of people that can visit a tourist destination at the same time, without causing the destruction of the physical, economic, socio-cultural environment and avoiding, as far as possible, a decrease in visitor satisfaction. As it is a concept that must be analyzed from different perspectives such as economic, social and environmental, the study of Tourist Carrying Capacity requires the integration of different approaches. The science from which CST studies can best be approached is Geography, since it includes all perspectives, provides the tools to relate them and allows an adequate spatial analysis. The objective of this work has been the study of the tourist carrying capacity in a protected area subjected to great summer tourist pressure, the beaches of Torre Derribada, Las Salinas, Barraca Quemada and Punta de Algas. These beaches are located in the Regional Park of the Salinas and Arenales de San Pedro del Pinatar, an area of great environmental relevance with 856 ha of surface area, belonging to the Natura 2000 Network and catalogued as a Specially Protected Area of Mediterranean Importance (ZEPIM). The LIFE-Salinas Project is being carried out in this area, which includes the evaluation of the socioeconomic impact of the park and the actions to enhance environmental services, actions in which this work is included. In order to carry out this study, the Physical Carrying Capacity, the Real Carrying Capacity and the Effective Carrying Capacity were calculated. The tools used consisted of spatial data processing by means of GIS techniques and user satisfaction surveys. The results show large differences between the tourist pressure of each beach, mainly due to the layout of the accesses. In addition, negative impacts caused by the excessive presence of visitors in a protected area have been observed.

Keywords: beaches, coastal geography, tourism, Natura 2000 Network,

1. INTRODUCCIÓN

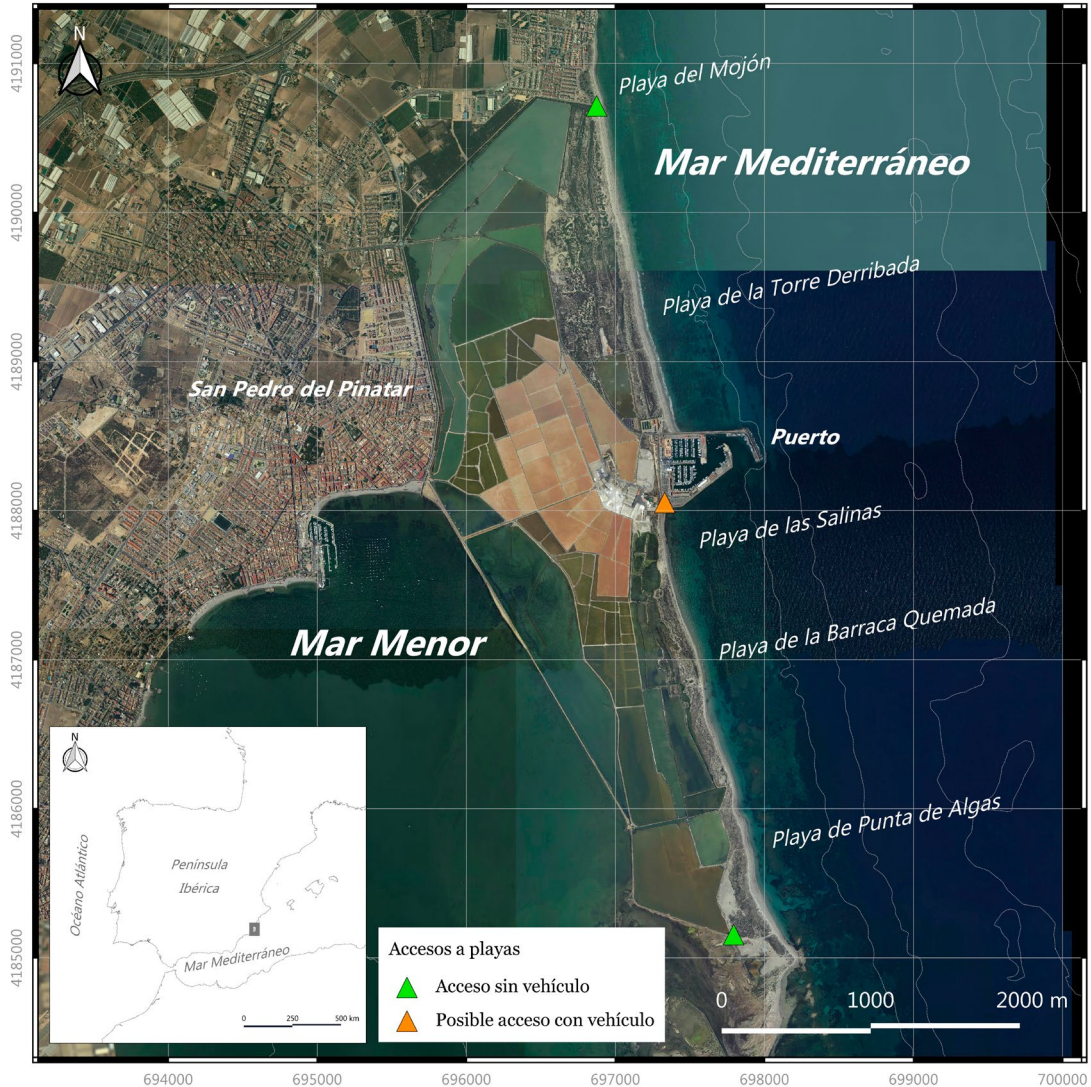
La costa es un espacio altamente sensible a la ocupación y, a la vez, muy atractivo para el turismo. En torno al 50% de los turistas tienen como destino principal la oferta de sol y playa de las costas peninsulares e insulares españolas (Belmonte Serrato et al.,

2011), por lo que la gestión de estos espacios se ha de realizar con un nivel de planificación adecuado. La Capacidad de Carga Turística (CCT) es una herramienta que permite identificar este y otros problemas de las playas por lo que ha demostrado ser una herramienta efectiva para el desarrollo sostenible de las playas (Gálvez y Mendoza, 2020). A pesar de su carácter espacial, el concepto de Capacidad de Carga se ha importado de la biología para entender el comportamiento de una población en un hábitat limitado por el espacio y los recursos disponibles. Su objetivo es determinar el máximo número de turistas que pueden ser recibidos en un destino sin dañar la calidad del medio natural, económico y sociocultural y asegurando la máxima satisfacción del visitante (Roig i Munar, 2000). Los estudios para determinarla pueden ser utilizados como herramientas útiles para la planificación de destinos turísticos sostenibles, por otro lado, permiten la toma de decisiones que pueden incrementar el grado de satisfacción del turista, lo que aumenta la probabilidad de que este vuelva al destino (Khanna, 1999), aunque hay que tener en cuenta que el concepto de satisfacción es relativo y difícil de definir. El cálculo es un proceso complejo en el que se deben considerar una serie de factores ecológicos, físicos, sociales, económicos y culturales. La costa es uno de los medios más dinámicos de la superficie terrestre (Gore, 2007), lo que convierte la Capacidad de Carga Turística en un cálculo poco estable temporalmente, por lo que debe ser evaluado frecuentemente. El objetivo de este estudio ha sido realizar una aproximación a la CCT de las playas mediterráneas de San Pedro del Pinatar, para realizar seguimientos en un futuro que permitan analizar las repercusiones que tendrá este espacio. Puesto que se espera un aumento de bañistas y visitantes debido a los cambios en el comportamiento de los visitantes de la zona a causa de la degradación de las playas del Mar Menor.

2. ÁREA DE ESTUDIO

Las playas mediterráneas de San Pedro del Pinatar se localizan en el Parque Regional Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar ($16^{\circ} 41' 03''$ y los $16^{\circ} 47' 26''$ de latitud norte, y los $99^{\circ} 36' 33''$ y los $99^{\circ} 49' 32''$, de longitud oeste). Enumeradas de norte a sur las playas son, Torre Derribada, Las Salinas, Barraca Quemada y Punta de Algas. Estas se sitúan en el Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar (Figura 1), en el litoral septentrional de la Región de Murcia (sureste de la Península Ibérica). Las playas del parque se pueden considerar “playas colgadas” *perched beaches* (Gallop et al., 2011), formadas por la acumulación de sedimentos no consolidados sobre un afloramiento rocoso.

Figura 1. Playas mediterráneas de San Pedro del Pinatar.



El parque tiene una extensión de 856 ha, pertenece a la Red Natura 2000 y está catalogado como Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM), se trata, por tanto, de una zona de gran relevancia ambiental. Su conservación se debe en parte a la industria salinera, ya que las salinas han impedido la urbanización de este sector del litoral, pese a la presión urbanística propia de la costa mediterránea española.

Para acceder a las playas existen tres accesos posibles desde el núcleo urbano de San Pedro del Pinatar. En el primero de ellos es posible el uso de vehículos a motor y permite el acceso a las playas situadas al norte y al sur del puerto, lugar en el que se ubican los aparcamientos. Además existen dos accesos en los extremos del parque donde el uso de vehículos a motor no es posible.

3. METODOLOGÍA

La capacidad de carga debe ser una herramienta útil para el planeamiento a medio y largo plazo, por lo que los indicadores deben ser claros (Navarro Jurado, 2005). Para la determinación de la CCT es necesario combinar ciertos criterios y realizar el cálculo en tres niveles:

- Capacidad de Carga Física – CCF
- Capacidad de Carga Real – CCR
- Capacidad de Carga Efectiva – CCE

La CCF ha sido calculada mediante digitalización sobre imágenes aéreas procedentes del vuelo realizado en 2017 por Medio Natural de la Región de Murcia. Para contrastar los datos procedentes de la digitalización se han utilizado las líneas obtenidas mediante GPS en las visitas a la playa. Los datos de conteo de visitantes y encuestas fueron realizados en dos campañas durante los meses de julio y agosto de 2020. Durante estos meses estos espacios estuvieron abiertos a los visitantes. En estas fechas no se consideraron medidas especiales (Grofelnik, 2021), por lo que su ocupación no se vio afectada por la crisis sanitaria del COVID-19.

3.1 Cálculo de la Capacidad de Carga Física

La Capacidad de Carga Física (CCF) busca indicar cuántos visitantes puede recibir por día y área, considerando sus características biofísicas. En los estudios de CCT, es la parte más relacionada con la Geografía. Para calcular la CCT, se suele emplear la siguiente fórmula:

$$CCF = \frac{S * T}{s * t}$$

Dónde: S = superficie total del área visitada; s = espacio ocupado por cada visitante; T = tiempo total (en horas/día) que el área está disponible para las visitas; t = tiempo necesario para visitar el área. Para el cálculo de la CCF es necesario zonificar el área de la playa atendiendo a los patrones de uso. Se han determinado tres usos (Roig i Munar, 2003) en cada una de las playas: la zona de *swash*, de entrada y salida del mar; la zona de reposo, en la que se da un uso turístico intensivo por parte de los bañistas y la zona de tránsito, que suele localizarse en la zona de inicio del *foredune*, utilizada para la entrada, salida y búsqueda de espacio.

Se puede considerar que el espacio óptimo para un usuario en una playa es de 25 m², sin embargo, en espacios de gran oferta turística en el Mediterráneo, la superficie óptima de máxima se puede establecer en torno a 15 m², en playas de bajo nivel de ocupación (Roig, 2000). En el caso de las San Pedro del Pinatar se ha ponderado la superficie óptima según el grado de ocupación aportado por los conteos realizados.

Para el cálculo del coeficiente de rotación (CR) se tomó en cuenta que el tiempo promedio de estancia es de 6 horas y el horario de uso diario de la playa es de 12 horas, esto resulta en un coeficiente de rotación de 2 (número de veces que se pudiera

repetirse las visitas al día). Este coeficiente es multiplicado por la capacidad de carga física.

3.2 Cálculo de la Capacidad de Carga Real

La Capacidad de Carga Real (CCR) hace referencia a una serie de factores particulares de cada sitio que pueden efectuar una reducción de la capacidad de carga, debido a sus características. Para ello, es común aplicar Factores de Corrección (FC), definidos a partir de magnitudes limitantes, a la cantidad de visitantes identificados en el cálculo de la CCF:

$$FC = 1 - \frac{Ml}{Mt}$$

Dónde: Ml = Magnitud limitante; Mt = Magnitud total. Una vez analizados los FC es posible a partir de la CCF es posible calcular la Capacidad de Carga Real:

$$CCR = CCF * FC1 * FC2 * ... * FCn$$

Dónde: CCF = Capacidad de Carga Física; FCn = Factor de Corrección de la variable n. En el caso de la Capacidad de Carga Real de las playas del municipio se deben tener en cuenta los FC de tipo climático, dado que las visitas podrían estar afectadas por los días de lluvia en la época de temporada alta, debido a que la dinámica litoral puede desplazar las zonas de reposo y de *swash* hacia el *foredune*. El clima semiárido de San Pedro del Pinatar, con escasez de lluvias estivales, hace que los FC puedan considerarse prácticamente despreciables.

3.3 Cálculo de la Capacidad de Carga Efectiva

La Capacidad de Carga Efectiva incorpora a los cálculos de la capacidad de carga turística las condiciones operativas relacionadas con la gestión del área (CM):

$$CCE = CCR * CM$$

Dónde: CCE = Capacidad de Carga efectiva; CCR = Capacidad de Carga Real; CM = Capacidad de Manejo, expresada en el porcentaje que el espacio es capaz de asumir. La CM se obtiene a partir del personal e infraestructuras (como balizamientos y puestos de Protección Civil) necesarias para asumir la carga de visitantes.

3.4 Encuesta de satisfacción

Para conocer el nivel de satisfacción de las playas mediterráneas de San Pedro del Pinatar se ha realizado una encuesta. Para calcular el tamaño de muestra se ha empleado la fórmula:

$$n = \frac{N * Z^2 * p(1 - p)}{(N - 1) * e^2 + Z^2 * p(1 - p)}$$

Dónde: n = el tamaño de la muestra; N = Tamaño del universo; Z = Desviación del valor medio que aceptamos para lograr el nivel de confianza deseado; e = Es el margen de error máximo; p = parámetro de proporción. Se ha realizado un total

de 644 encuestas con un nivel de confianza del 97% y un margen de error de 3%. Hay que tener en cuenta que el nivel de insatisfacción puede aumentar la predisposición a realizar la encuesta con el fin de expresar quejas. Las cuestiones que se tuvieron en cuenta fueron los días de la semana que los usuarios visitaban las playas, el medio de transporte empleado para llegar hasta los accesos de estas, el nivel de satisfacción y si consideraban oportuno limitar el acceso de vehículos al parque.

4. RESULTADOS

4.1 Capacidad de Carga Física

Una de las características de las playas objeto de estudio, desde el punto de vista de la zonificación, es que la zona de paso se ubica en la orilla, coincidiendo con la zona de Swash. Esto es debido a la escasa carrera de marea de estas playas y a la escasa anchura, y sobre todo a la erosión costera provocada por el efecto sombra del puerto sobre las playas situadas al sur.

Los resultados muestran grandes diferencias en los diferentes sectores de cada una de las playas. Estos contrastes están relacionados con las distancias de las áreas de las playas respecto a los accesos. En la playa de la Torre Derribada, el acceso se localiza en el norte del puerto, junto al dique de Levante. En esta área se localizan dos zonas una primera con 440 m de longitud en la que en la zona de reposo se contabiliza un visitante cada 25 m². Esta zona con un área de 6.570 m². La segunda zona tiene una densidad menor. En ella los conteos muestran una media de 553 personas a lo largo de una línea de costa de 990 m, hasta llegar a la playa urbana de El Mojón. La densidad en este caso cada usuario utiliza por de media 49 m².

Las playas de las Salinas, de la Barraca Quemada y de punta de Algas que, geomorfológicamente constituyen una sola playa, muestran diferentes niveles de ocupación. El sector de la playa de las Salinas tiene una longitud de 90 m en el que se ubican 160 personas, aunque existen variaciones en los visitantes dependiendo de la ausencia o la presencia de arribazones de Posidonia oceanica. En este sector de playa los visitantes trasladan una gran cantidad de enseres, incluso pequeñas carpas. El perfil del usuario tiene edades variadas y pertenece a familia numerosa, con una ocupación de 16 m² por visitante. Dada la escasa anchura de las playas situadas al sur del puerto, se hace complicado acceder con equipamientos hacia el sur y la distancia al acceso hace que la densidad de visitantes baje. La playa de la Barraca Quemada tiene una longitud de 2.300 m en la que se localizan por término medio 493 visitantes. Cada uno de ellos requiere una superficie de 98 m². El último sector coincide con uno de los accesos, pero la distancia al núcleo urbano de Lo Pagan (San Pedro del Pinatar) es de 4,2 Km. Además, este acceso está inhabilitado para los vehículos a motor y los visitantes acceden a la playa de Punta de Algas a pie o en bicicleta. La longitud en este caso es de 310 m en el que cada usuario cuenta de media con 205 m².

4.2 Capacidad de Carga Real y Capacidad de Carga Efectiva

Para la Capacidad de Carga Real se han teniendo en cuenta las variables climáticas como los días de lluvia y el mar de fondo. El coeficiente, de 0,95, es relativamente bajo debido al clima árido del área y a la baja frecuencia de temporales en verano. Para la Capacidad de Carga Efectiva se ha utilizado la opinión de los usuarios respecto al acceso de vehículos (Tabla 1).

Tabla 1. Capacidad de Carga Física, de Carga Real y de Carga Efectiva de las playas de San Pedro del Pinatar. Unidades: visitantes.

	CCF	CCR	CM
Torre Derribada (norte)	553	525	175
Torre Derribada (inicio)	263	250	83
Salinas	100	95	32
Barraca Quemada	493	468	156
Punta de Algas	47	45	15

El 75% de los encuestados reconocieron que visitan las playas del Parque Regional de San Pedro del Pinatar exclusivamente los fines de semana. En cuanto al acceso al parque, el 65% de los usuarios lo hicieron en coche, el 24% en bicicleta y el 10% a pie. En cuanto a si a los visitantes les pareció elevado el número de turistas, el 60% consideraron un número elevado de visitas, el 33% consideraron que el número de estas era el adecuado y el 7% no contestó o no lo sabía juzgar. En cuanto al acceso de vehículos al parque el 56% lo consideraban necesario por un 35% que no y un 9% que no contestó o no sabría hacer una valoración.

5. CONCLUSIONES

Existen grandes diferencias en la ocupación de las playas situadas en el Parque Regional de San Pedro del Pinatar. En estas playas naturales, los usuarios utilizan espacios comprendidos entre los 25 m², hasta los 200 m².

El comportamiento de los visitantes guarda una relación directa con los accesos. Las áreas más próximas a los accesos que permiten el uso de vehículos de motor poseen niveles superiores de ocupación.

Más de la mitad de los usuarios reconocen utilizan vehículos a motor para acceder a las playas. Sin embargo, también más de la mitad de los encuestados, consideran oportunas medidas disuasorias de acceso al Parque Regional Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar.

Los resultados de este trabajo ponen de manifiesto la necesidad de tomar medidas de gestión, debido a una posible congestión de la zona motivada por los turistas que progresivamente cambian sus hábitos de visita desde las playas del Mar Menor que actualmente se encuentran degradadas.

6. AGRADECIMIENTOS

La redacción de este documento ha sido posible gracias a la cofinanciación de la Unión Europea a través del proyecto LIFE17/ES/000184, Conservación de los hábitats y aves acuáticas en el LIC y ZEPA ES0000175 “Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar” (LIFE-SALINAS).

7. REFERENCIAS

- BELMONTE SERRATO, F., RUIPÉREZ TIRADO, E, MORENO BROTONS, J. Y ROMERO DÍAZ, A. 2011. EROSIÓN DE PLAYAS EN EL SISTEMA LITORAL DE MARTINA DE COPE (MURCIA), por la disminución de aportes derivada de la ocupación agrícola de las ramblas. Montoya, I., Rodríguez, I. y Sánchez, M.J. (Eds.): Avances en Geomorfología Litoral. Tarragona, 155-158.
- BOTELLO SANTARÉN, C., HURTADO GARCÍA, Y., GONZÁLEZ PORTO, J., OJEDA MANJARRÉS, M. Y DÍAZ Y ROCA L.H. 2008. METODOLOGÍA DE CÁLCULO DE LA CAPACIDAD DE CARGA TURÍSTICA COMO HERRAMIENTA PARA LA GESTIÓN AMBIENTAL. GESTIÓN Y AMBIENTE, 11(3): 109-122.
- GÁLVEZ-IZQUIETA, P.C., EFRÉN MENDOZA-TARABÓ, A. (2020). Capacidad de carga turística como herramienta para el desarrollo sostenible de playas: Caso Montañita, provincia de Santa Elena, Ecuador. Revista Empresarial, 14(1) 1-7.
- GALLOP, S.L., BOSSERELLE, C., PATTIARATCHI, C.B. AND ELIOT, I., 2011. HYDRODYNAMIC AND MORPHOLOGICAL RESPONSE OF A PERCHED BEACH DURING SEA BREEZE ACTIVITY. JOURNAL OF COASTAL RESEARCH, SI 64 (PROCEEDINGS OF THE 11TH INTERNATIONAL COASTAL SYMPOSIUM), 75-79. Szczecin, Poland.
- GORE, S., 2007. FRAMEWORK DEVELOPMENT FOR BEACH MANAGEMENT IN THE BRITISH VIRGIN ISLANDS. OCEAN AND COASTAL MANAGEMENT, 50, 732-753
- GROFELINIK, H. 2021. ASSESSMENT OF ACCEPTABLE TOURISM BEACH CARRYING CAPACITY IN BOTH NORMAL AND COVID-19 PANDEMIC CONDITIONS – CASE STUDY OF THE TOWN OF MALI LOŠINJ. HRVATSKI GEOGRAFSKI GLASNIK, 82(2): 131-157.
- NAVARRO JURADO, E. (2005). Indicadores para la evaluación de la Capacidad de Carga Turística. *Annals of Tourism Research*, 7, 397-422.
- ROIG I MUNAR, F.X. (2000). «Análisis de la Capacidad de Carga en los espacios litorales, calas y playas, situados en áreas naturales de especial interés de la isla de Menorca» en *Naciones urbanas en el siglo XXI*. Ed. Fernández Gutiérrez et al. pp.-325-236. Universidad de Almería.
- ROIG I MUNAR, F.X. (2003). Análisis de la relación entre de la capacidad de carga física y la capacidad de carga perceptual en las playas naturales de la Isla Menorca. *Investigaciones Geográficas*, 31, 107-118.
- SILVA, C. P., ALVES, F. AND ROCHA, R. (2007). The Management of Beach Carrying Capacity: The case of northern Portugal. *Journal of Coastal Research*, SI 50 (Proceedings of the 9th International Coastal Symposium), 135 – 139. Gold Coast, Australia, ISSN 0749.0208

LAS SEQUÍAS PUVIOMÉTRICAS FLASH EN EL MUNDO

FLASH DROUGHT WORLDWIDE

Natalia Limones Rodríguez¹

María Del Pilar Díaz Cuevas²

¹ Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla
(natalialr@us.es)

² Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla (pilard@us.es)

Resumen

Esta investigación presenta un marco sencillo para la caracterización histórica global de las sequías flash relacionadas con el déficit repentino de precipitaciones, avanzando en el conocimiento sobre hasta qué punto este tipo de riesgo puede describirse utilizando exclusivamente datos pentadarios de precipitaciones.

El Índice de Probabilidad de Excedencia de Sequía DEPI se aplicó a datos globales grid de precipitación correspondientes al periodo 1979–2020. Posteriormente se señalaron los aumentos bruscos en la intensidad de la sequía y se contaron por píxel para analizar la ocurrencia de sequías flash.

Las autoras analizaron las características de precipitación que se asocian a una mayor incidencia de sequías pluviométricas flash para determinar si algunos regímenes de lluvia o épocas del año son más propensos al fenómeno, lo que podría ayudar a las sociedades a estar más preparadas. Se observó que los climas con marcada variabilidad de lluvia registran más sequías pluviométricas flash, especialmente cuando esa variabilidad es significativa durante las estaciones húmedas de cada lugar. Este es el caso de regiones con mecanismos erráticos de generación de precipitaciones como los climas mediterráneos o los climas monzónicos. Los episodios ocurren principalmente durante la estación húmeda del año, que es además cuando pueden producir un mayor impacto.

Palabras clave: Sequías flash, Extremos de Precipitación, Patrones Espaciotemporales, Índices de Sequía

Abstract

This research presents a simple framework for the global historical characterization of flash droughts triggered by sudden precipitation deficits, exploring the extent to which this type of risk can be described using only pentad precipitation data.

The Drought Exceedance Probability Index DEPI was applied to global precipitation grid data corresponding to the 1979–2020 period. Subsequently, abrupt increases in the intensity of the drought were recognized and counted per pixel to evaluate the occurrence of flash droughts.

The authors analyzed the precipitation characteristics associated with a higher incidence of precipitation flash droughts to determine whether certain rainfall regi-

mes or times of the year are more prone to the phenomenon, which could help societies to be more prepared for such hazard. It was observed that climates with marked rainfall variability register more precipitation flash droughts, especially when this variability is significant during the wet seasons of each place. This is the case in regions with erratic precipitation generation mechanisms such as Mediterranean climates or monsoon climates. The episodes occur mainly during the wet season of the year, which is also when they can have the greatest impact.

Keywords: Flash droughts, Precipitation extremes, Spatiotemporal Patterns, Drought Indices

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Estudios previos sobre sequía flash

La sequía es definida por la Organización Meteorológica Mundial en el glosario online del Programa de Manejo Integrado de Sequías (IDMP) como una “marcada deficiencia de precipitación o un período de tiempo anormalmente seco, lo suficientemente prolongado para que la falta de precipitación cause un desequilibrio hidrológico”. De acuerdo con esa definición, las sequías pueden ocurrir en cualquier lugar y pueden generar impactos significativos debido a la alteración de los ritmos climáticos, de humedad y de disponibilidad de agua habituales. Debido a estos posibles impactos significativos en la agricultura, la ecología, el medio ambiente y la economía, es de gran importancia para la prevención y mitigación de desastres estudiar el comportamiento espacio-temporal y la tendencia de cambio de la ocurrencia de sequías (Yan et al., 2021).

Sin embargo, las actividades socioeconómicas y el medio ambiente no solo se ven perturbados por etapas prolongadas de sequía. El desencadenamiento súbito y la intensificación anormalmente rápida de las sequías también han demostrado ser perjudiciales, especialmente para la vegetación y en concreto cuando ocurren durante su periodo de crecimiento (Li et al., 2020, Otkin et al., 2018). Estas sequías repentinas se conocen como sequías flash y no han llamado suficientemente la atención hasta los últimos años.

Las investigaciones sobre sequías flash publicadas hasta la fecha han analizado la evolución a alta resolución temporal de uno o una serie de índices, basados en varios parámetros hidrometeorológicos. Estos índices incluyen en todos los casos la precipitación, pero frecuentemente también la humedad del suelo, la evapotranspiración o las temperaturas, con el fin de identificar y describir la sequía flash en un área de estudio limitada (Mo y Lettenmaier, 2016, Wang et al., 2016).

En concreto, el fenómeno se ha caracterizado aplicando cálculos sencillos que reflejan el rápido declive de las variables mencionadas anteriormente (Ford y Labosier, 2017; Koster et al., 2019), de sus anomalías con respecto a los valores normales (Li et al., 2020; Yuan et al., 2018; Zhang et al., 2017), del Índice Estandarizado de Precipitación-Evapotranspiración (SPEI) (Noguera et al., 2020), así como incrementos bruscos del Índice de Estrés Evaporativo (Otkin et al., 2013, Otkin et al., 2018, Christian et al., 2019), o del Índice de Sequía de Demanda Evaporativa (Hobbins et al., 2016).

La mayor parte del énfasis se ha puesto en los impactos de las sequías flash sobre el agotamiento de la humedad del suelo y, por lo tanto, los índices utilizados están muy enfocados a rastrear ese aspecto. Los efectos de tales sequías sobre la propia vegetación, escorrentías, aguas subterráneas o almacenamiento superficial han recibido menos atención, aunque la propagación a esas etapas del ciclo hidrológico suele ser más sensible a déficits prolongados o al agrupamiento de varias sequías consecutivas (Van Loon, 2013).

El Sistema Nacional Integrado de Información sobre Sequías de los Estados Unidos afirma en su sitio web que, a diferencia de las sequías convencionales, en las que el déficit de precipitaciones es la característica esencial, las sequías flash suelen incluir temperaturas y tasas de evapotranspiración anómalas. En consecuencia, los investigadores han definido dos categorías principales de sequías flash: las vinculadas al déficit de precipitación y las vinculadas a olas de calor, y a menudo se detectan por separado y se comparan espaciotemporalmente. Una sequía flash por ola de calor, causada por altas temperaturas, puede implicar un súbito aumento de la evapotranspiración y el agotamiento de la humedad del suelo durante un período corto. Una sequía flash ligada a un déficit de precipitación se debe a un desarrollo repentino e intensificación rápida de dicho déficit pluviométrico, pudiendo ir acompañado de un cambio brusco en evapotranspiración y temperatura (Zhang et al., 2017; Liu et al., 2020).

Varios estudios se han centrado en definir hasta qué punto debe intensificarse el déficit para que una sequía se considere una sequía flash. Las definiciones de Mo y Lettenmaier (2016) indican que es preciso que se dé un período de 5 días de humedad del suelo por debajo del percentil 40, un umbral empleado y adaptado por Yuan et al. (2018) y Zhang et al. (2017). Estos autores también empezaron a usar la coincidencia de ese declive en la humedad del suelo con la existencia de anomalías en temperatura, evapotranspiración y/o precipitación para refinar la caracterización de eventos. Ford y Labosier (2017) describieron una sequía flash como una disminución de la humedad del suelo desde valores superiores al percentil 40 hasta debajo del percentil 20 durante un período de 20 días, ya que esos umbrales han demostrado ser críticos para la generación de impactos ambientales (Svoboda et al. 2002).

En todos los estudios mencionados, los autores coinciden en dos aspectos fundamentales para identificar las sequías flash: los episodios 1) superan una determinada tasa (velocidad) de intensificación y 2) superan un umbral de déficit bien definido para poder ser catalogados como sequías.

La mayoría de las investigaciones publicadas se han aplicado a estudios de casos regionales o nacionales (Yuan et al., 2018, Wang et al., 2016, Zhang et al. 2017), mientras que el primer enfoque de caracterización cuasi global apareció en Koster et al. (2019), quienes utilizaron datos de reanálisis de humedad del suelo para definir los eventos, con el objetivo final de evaluar la contribución de las anomalías de evapotranspiración y precipitación a su desarrollo.

1.2. Objetivos y justificación

Los patrones espaciotemporales de ocurrencia de sequías flash a escala global y la propensión a experimentar dichos fenómenos que registran los distintos climas no han sido suficientemente estudiados, más allá de los esfuerzos iniciales antes men-

cionados por Koster et al. (2019). Precisamente este trabajo sostuvo que el déficit de precipitación juega un papel relevante en la generación de disminuciones repentinas de la humedad del suelo. Este trabajo que presentamos aquí se basa en esta premisa, y tiene la intención de producir un marco sencillo para la caracterización histórica a escala global de las sequías flash ligadas al déficit de precipitación, en adelante abreviadas como sequías pluviométricas flash, así como presentar los resultados de esa caracterización. Por lo tanto, este documento analiza cómo se comporta el fenómeno inducido por la falta de precipitaciones, sin la participación de otros procesos y elementos del sistema hidrológico.

El Índice de Probabilidad de Excedencia de Sequía, DEPI por sus siglas en inglés, se utiliza para este análisis debido a su simplicidad computacional, ya que solo requiere datos de lluvia, y porque muestra una gran capacidad para reflejar el inicio, fin, duración real e intensidad de la sequía pluviométrica (Limonés et al., 2020). Las series temporales generadas del índice DEPI se examinan para determinar cuántas sequías flash se han producido en todos los píxeles de las tierras emergidas, exceptuando los desiertos, y cuándo.

Además, se exploran las condiciones de lluvia asociadas a la mayor o menor incidencia de las sequías flash para determinar si algunas regiones y regímenes pluviométricos son más propensos al fenómeno. Del mismo modo, compararemos la ocurrencia de los eventos dentro del año con los regímenes de precipitación locales para comprobar si aparecen más en las estaciones húmedas o en las secas.

Se analiza también la evolución temporal y las tendencias en la ocurrencia de estos fenómenos.

2. DATOS Y METODOLOGÍA

2.1. Identificación de las sequías flash

Este estudio se centra en caracterizar las sequías pluviométricas flash, entendidas y medidas aquí simplemente como declives intensos y rápidos en los déficits de precipitación.

- Uso de un marco conceptual simple basado en datos de precipitación

Se ha demostrado que una caída repentina en los valores de precipitación, medida exclusivamente mediante la observación de índices de sequía pluviométrica, ocurre en el momento de inicio de las sequías flash identificadas por medio de otros índices más complejos, que combinan la precipitación con la evapotranspiración y otras variables relacionadas con la humedad del suelo (Chen et al., 2019; Ford y Labosier, 2017; Li et al., 2020a). Esto significa que la abrupta disminución en los índices de sequía pluviométrica se puede asociar a impactos rápidos en el suelo (Koster et al., 2019) y la salud de la vegetación, incluso si hay otros parámetros participantes o predominantes.

Por otro lado, las sequías flash medidas usando exclusivamente la precipitación son fenómenos totalmente naturales, originarios, no afectados por la gestión del

agua, el uso de la tierra o el manejo del suelo, mientras que otros marcos de caracterización de sequías flash sí mezclan parámetros que se ven influenciados por prácticas antrópicas.

Aparte de su papel central en la generación de sequías, la precipitación es casi siempre la variable con mayor variabilidad temporal de entre los posibles participantes en un índice de sequía, lo que implica que la temperatura o evapotranspiración tienen una responsabilidad más moderada en la detección desde un punto de vista estadístico (Vicente-Serrano et al., 2010; Asadi Zarch et al., 2011).

- Cálculo del índice de sequía DEPI con datos pentadarios

El DEPI es un índice de sequía meteorológica basado en la acumulación de anomalías de precipitación (Limonés et al., 2020), de forma similar al Índice de Precipitación Estandarizado (SPI) de McKee (McKee et al., 1995) o el derivado Índice Estandarizado de Precipitación-Evapotranspiración (SPEI) (Vicente-Serrano et al., 2010). Sin embargo, cada puntaje del DEPI representa la probabilidad empírica de exceder el nivel de sequía experimentado en ese momento o unidad de tiempo en particular (originariamente un mes concreto de la serie). Para este artículo, el índice DEPI se aplica a los datos pentadarios de precipitación.

El índice se calcula mediante las siguientes etapas sucesivas (Limonés et al., 2020):

En la primera etapa, se calculan las anomalías de precipitación de cada pentad de la serie (AP) utilizando la expresión:

$$AP_i = P_i - P_{MED_i} \quad (1)$$

Donde:

P_i = Precipitación del pentad I,

P_{MED_i} = Precipitación mediana del pentad en la posición i para todo el periodo de estudio,

En la segunda etapa, las anomalías acumuladas de lluvia se calculan a partir del primer pentad de la serie en adelante, simplemente sumando la acumulación de las anomalías anteriores a cada nueva anomalía (AP_i). Sin embargo, cada vez que se encuentra una anomalía negativa (AP_i < 0) después de una acumulación positiva de anomalías, la acumulación se reinicia en ese pentad en particular (es decir, la anomalía de lluvia acumulada de esa pentad i se vuelve igual a ese AP_i negativo, independientemente del montante positivo acumulado hasta el pentad anterior). Después de ese reinicio, la adición de anomalías continúa pentad por pentad de manera normal, y puede volverse positiva nuevamente después de acumulaciones sucesivas.

La metodología es una constante suma de excesos que termina siempre que hay una anomalía negativa, con el fin de otorgarle importancia.

En consecuencia, el cálculo de esta segunda fase es:

$$APAc_1 = AP_1 \quad APAc_i = \sum_{j=r}^i AP_j \text{ si } i > 1 \quad (2)$$

Donde:

$APAc_i$ = Anomalía acumulada del pentad i;

r = el valor que marca el inicio de una secuencia seca y sigue la expresión:

$$r = \max\{k : 1 \leq k \leq i, AP_k < 0, APAc_{k-1} \geq 0\},$$

Teniendo en cuenta que si $AP_i < 0$ y $APAc_{i-1} \geq 0$, entonces $r = i$ y en consecuencia $APAc_i = AP_i APAc_i = AP_i$, marcando el inicio de una nueva secuencia seca.

Finalmente, en la tercera etapa es necesario ordenar por magnitud la serie pentadiaria de anomalías acumuladas de precipitación calculadas en la etapa anterior y calcular su probabilidad empírica de excedencia, utilizando el método de Weibull:

$$P_{exced} APAc_i = DEPI_i = M^{APAc_i} / (n + 1) \quad (3)$$

Donde:

$P_{exced} APAc_i$ = probabilidad empírica de excedencia de la anomalía acumulada correspondiente al pentad i , es decir, el DEPI de la pentad i .

M^{APAc_i} = posición de la anomalía acumulada del pentad i en la serie ordenada, de menor a mayor anomalía acumulada, siendo:

$M = 1$ en la mayor anomalía acumulativa negativa (el mayor déficit observado en toda la serie);

n = número total de pentads en la serie.

En consecuencia, el DEPI para cada pentad es literalmente la probabilidad de excedencia atribuible a su anomalía de precipitación acumulada, calculada como se describió anteriormente. Los valores de DEPI por debajo de 0,5 indican sequías, ya que revelan pentads hasta los que se ha dado una acumulación significativa de anomalías negativas a lo largo del tiempo. Es menos probable que se superen tales déficits a medida que los valores se acercan a DEPI 0, siendo estas sequías más severas.

Para un ejercicio de caracterización global de sequías flash como el que pretende esta investigación, la identificación directa e inequívoca de secuencias secas históricas, obtenidas de un solo cálculo en tres etapas del índice DEPI, es más fácil de interpretar que las series generadas con índices multiescala como el SPI o SPEI, donde aspectos importantes como el inicio o la intensidad de la sequía dependen en gran medida de la escala de acumulación.

Una vez que las series de tiempo pentadiarias de precipitación bruta se convierten en series de valores de DEPI pentadiarios desde 1979 hasta 2020, es necesario identificar las sequías flash dentro de ellas.

Siguiendo los umbrales y la lógica de Ford y Labosier (2017), adoptados con cambios menores por Liu et al. (2020), Yuan et al. (2018) y Zhang et al. (2017), entre otros, los criterios seleccionados para registrar el inicio de una sequía en una determinada pentad i de la serie fueron:

1. El DEPI del pentad anterior ($i-1$) estaba por encima del valor 0,4 (es el percentil 40 o una probabilidad empírica de exceder el nivel actual de sequía de 0,4), es decir, el pentad anterior era normal o se encontraba solo en una situación de sequía muy leve (Limonés et al., 2020);
2. En el pentad i considerado, los valores de DEPI cayeron por debajo de una probabilidad de excedencia de 0,2, entrando repentinamente en niveles de sequía moderada.

Cada vez que esas condiciones aparecen en una serie, se cuenta una nueva sequía flash incluso si solo están separados por un pentad húmedo, situación inexistente en la serie utilizada.

2.2 Datos

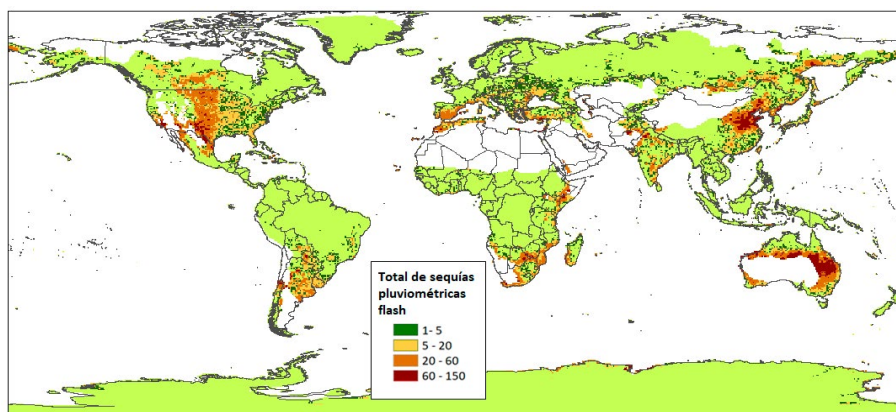
Los valores de precipitación diaria utilizados para calcular las agregaciones pentadarias y para el resto de las estadísticas de precipitación se obtienen del conjunto de datos de CPC Global Unified Gauge-Based Analysis of Daily Precipitation (disponible gratuitamente en ftp://ftp.cdc.noaa.gov/Datasets/cpc_global_precip/). Es un conjunto de datos climáticos que se ofrece en una cuadrícula de 0,5 ° de latitud por 0,5 ° de longitud para todos los dominios terrestres, preparado por interpolación de los valores de las observaciones de las estaciones meteorológicas. Abarca el período 1979-2020 a escala diaria (Chen et al., 2008). La extensión completa del conjunto de datos de precipitación se utilizó para el análisis, tanto espacialmente (todo el mundo, excepto las áreas desérticas) como temporalmente (todos los días desde 1979 hasta 2020), ya que su resolución y cobertura permite una caracterización histórica significativa de las sequías flash.

3. RESULTADOS: CARACTERIZACIÓN GLOBAL DE SEQUÍAS FLASH

3.1. Distribución de la incidencia de sequías flash en el globo

La Figura 1 presenta el número total de sequías pluviométricas flash desde 1979 hasta 2020, mostrando las áreas donde hay una mayor propensión a estos declives repentinos en los déficits de precipitación. Hay numerosos *hotspots*. Especialmente significativas son los de varias partes de Australia, Irán, Pakistán, India, Bangladesh, China, las costas del Mediterráneo, varias zonas de la Comunidad de países SADC en el África Austral, sur de Chile y Argentina y norte de México. Además, varias áreas en el oeste de los Estados Unidos, Europa Central y Rusia registran conglomerados menos extensos.

Figura 1. Número de sequías pluviométricas flash por pixel de medio grado de latitud y longitud en el período 1979 - 2020. CPC precipitation dataset



Fuente: Elaboración propia

El número total de sequías pluviométricas flash identificadas en la Figura 1 depende claramente del rigor de los umbrales utilizados para determinarlas (de un DEPI > 0,4 a un DEPI de <0,2). Obviamente, si se relajan dichos umbrales se identifican más eventos, aunque los patrones siguen siendo similares, con los hotspots en exactamente las mismas ubicaciones enumeradas.

3.2. Las características pluviométricas de las áreas más propensas

Se ha calculado para cada píxel la precipitación total anual, la variabilidad de la precipitación (coeficiente de variación) para los doce meses del año, la persistencia de la precipitación mensual, las autocorrelaciones en las anomalías mensuales (precipitación menos la mediana del mes) y el índice de concentración de la precipitación, con la intención de evaluar si alguno de estos parámetros tiene alguna conexión significativa con la propensión a registrar más sequías flash.

Las únicas correlaciones de Pearson significativamente diferentes de 0 son aquellas con la variabilidad de todos los meses y con combinaciones de factores de los mismos, pero solo con coeficientes de Pearson en torno a 0,3. El análisis visual de los diagramas de dispersión no reveló ninguna característica interpretable. Las correlaciones de Spearman muestran características similares.

También se calcularon los regímenes de precipitación mensual promedio para todos los píxeles y se extrajeron 12 grupos (clases) de regímenes con análisis de conglomerados. Se testaron diferentes métodos para clasificar los regímenes. Estos métodos consistieron en diferentes reescalados y normalizaciones de la precipitación mensual media por píxel, como por ejemplo asignando a cada mes el porcentaje de precipitación que supone con respecto al promedio anual del píxel o asignando puntuaciones z a los valores mensuales de los píxeles. Todos los métodos dieron lugar a agrupaciones muy similares, de manera que solo presentaremos la extracción de grupos de K -medias con los promedios de los 12 meses expresados en milímetros.

Se comparó el número de sequías flash registradas en las 12 clases de regímenes de precipitación. Se aplicaron la prueba unidireccional de Welch y las pruebas t por pares sin suposición de varianzas iguales, más la prueba de suma de rangos de Kruskal-Wallis, para verificar si existen diferencias entre los grupos en la forma en que experimentan las sequías flash. La Tabla 1 y la Figura 2 resumen los principales resultados.

Tabla 1. Resultados de las pruebas aplicadas para evaluar la similitud en la ocurrencia de sequías flash en los 12 diferentes regímenes de precipitación.

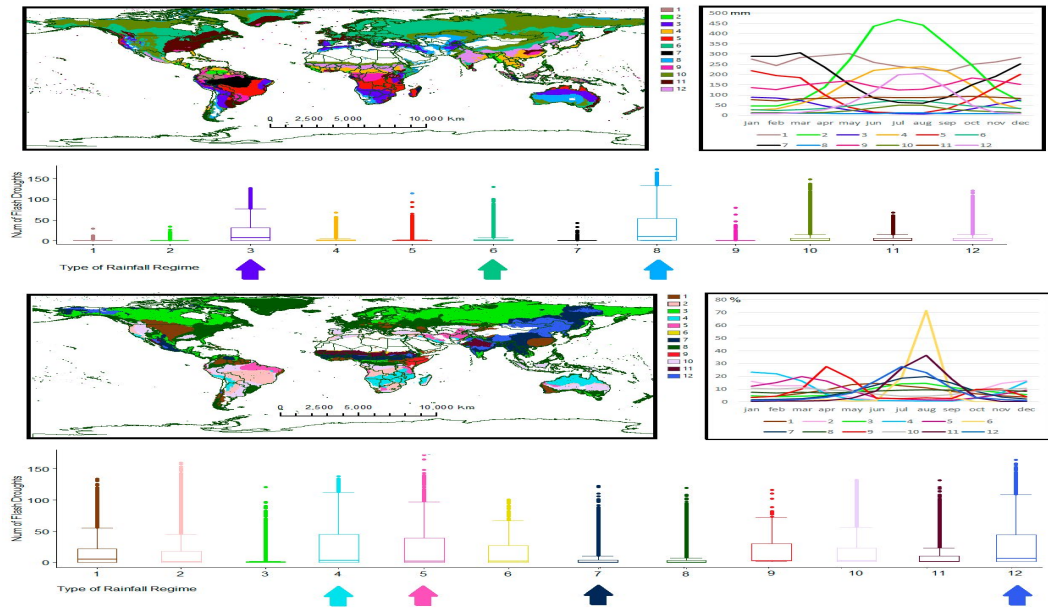
Prueba unidireccional de Welch	Pruebas t por pares	Prueba de suma de rangos de Kruskal-Wallis.	Observaciones
Incluyendo los píxeles con cero sequías flash: F = 57.926, num df = 11, denom df = 12049, p-value < 2.2e-16	Incluyendo los píxeles con cero sequías flash, hay diferencias significativas (p valores por debajo de 0,001) en los siguientes pares de regimenes en cuanto a la ocurrencia de ellas: Regimen 12- Regimen 10 Regimen 12- Regimen 4 Regimen 4- Regimen 3 Regimen 5- Regimen 3 Regimen 6- Regimen 10 Regimen 6 – Regimen 11 Regimen 6- Regimen 12 Regimen 6- Regimen 5 Regimen 8 con todos los demás	Incluyendo los píxeles con cero sequías flash: K-W chi-squared = 1497, df = 11, p-value < 2.2e-16	Los p valores están cerca de 0, por lo tanto, los grupos de regimenes establecidos son significativamente diferentes entre sí con respecto al número de sequías pluviométricas flash experimentados durante el período 1901-2019.
Sin los píxeles con cero sequías flash: F = 27.947, num df = 11.00, denom df = 233.65, p-value < 2.2e-16	Sin los píxeles con cero sequías flash, hay diferencias significativas en los siguientes pares de regimenes en cuanto a la ocurrencia de ellas: Regimen 3- Regimen 10 Regimen 3- Regimen 11 Regimen 3- Regimen 12 Regimen 6- Regimen 10 Regimen 6 – Regimen 11 Regimen 6- Regimen 4 Regimen 6- Regimen 5 Regimen 8 con todos los demás	Sin los píxeles con cero sequías flash: K-W chi-squared = 158.87, df = 11, p-value < 2.2e-16	Los regimenes más secos con estacionalidad muestran más casos. Hay pocos casos de sequías pluviométricas flash en regimenes de lluvias ecuatoriales

Los grupos de regimenes se han extraído con los 12 promedios mensuales expresados en milímetros. Ver Figura 2 con la representación gráfica.

Fuente: Elaboración propia

Los resultados de la Figura 2 y la Tabla 1 confirman que las sequías flash no muestran una ocurrencia similar a lo largo de los diferentes patrones de lluvia. Los regímenes semiáridos a áridos irregulares que reciben casi la totalidad de sus precipitaciones durante ciertas estaciones son propensos a registrar más eventos (en particular los regímenes de las clases 3 y 8), mientras que los regímenes con mayores totales de precipitación y una repartición más homogénea tienden a mostrar menos (en particular los del tipo 6). Esto está de acuerdo con la poca frecuencia de rápidas intensificaciones en los déficits de humedad del suelo que registran las zonas húmedas del mundo, según Koster et al. (2019), aunque su hipótesis otorga más importancia al hecho de que las condiciones húmedas generales no permiten esos episodios, mientras que explicaremos en las próximas secciones que esto puede tener más que ver con la regularidad de la precipitación que con la abundancia.

Figura 2. Diagramas de caja que muestran la ocurrencia de sequías flash en los diferentes regímenes de precipitación.



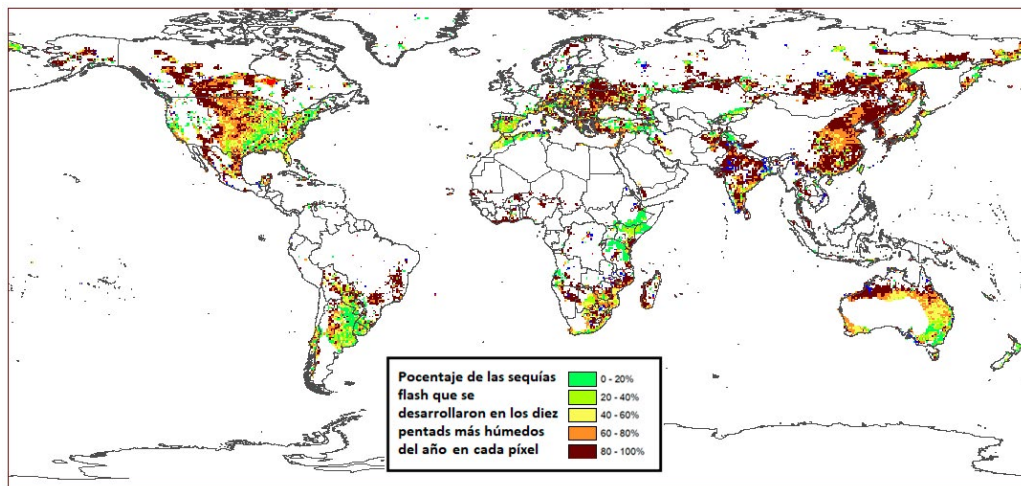
Los grupos se han extraído con los 12 promedios mensuales expresados en milímetros. Las flechas marcan los regímenes significativamente diferentes al resto, de acuerdo con la Tabla 1

Fuente: Elaboración propia

3.3 Incidencia de las sequías flash a lo largo del año

Para cada uno de los píxeles, se han identificado los diez pentads del año con los promedios de precipitación más altos y se ha calculado el porcentaje del número total de sequías flash que ocurren en esos diez pentads. Los resultados se muestran en la Figura 3.

Figura 3. Porcentaje del total de sequías flash que ocurrieron en uno de los diez pentads con promedios de precipitación más altos en cada uno de los píxeles



Fuente: Elaboración propia

Como muestra la figura, la gran mayoría de las áreas que registraron sequías flash sufrieron la mayoría de ellas durante una época en la que se esperaba el pico de precipitación del año, de acuerdo con sus regímenes promedio locales, excepto el sur de Australia y las costas de Estados Unidos y Argentina. Esto resulta lógico si consideramos la formulación del índice de sequía DEPI y, en particular, la definición de anomalía en la que se basa: una desviación del valor registrado con respecto a la mediana del pentad. Los pentads en los meses húmedos tienen medianas más grandes y eso puede resultar en que ocasionalmente se registre una anomalía negativa intensa si apenas llueve. Pero esto solo es posible si en ese lugar en particular la variabilidad de la precipitación de ese mes húmedo (y los pentads que contiene) es suficientemente amplia para permitirlo. Esto concuerda con la correlación significativamente positiva entre el número total de sequías flash en un píxel y la variabilidad de algunos de los meses dentro de él.

Tal es el caso de las regiones monzónicas, pero también de otras zonas del mundo con mecanismos erráticos de generación de lluvias como los climas mediterráneos. Es importante señalar que cuando el inicio de algunos de estos mecanismos de precipitación se retrasa con respecto a la situación promedio, incluso si las cantidades totales finales en la temporada terminan coincidiendo con las normales, la metodología utilizada registrará una sequía flash en el pentad donde dicha precipitación se esperaba, si el déficit es lo suficientemente severo. Consideramos que este es un aspecto positivo de la metodología, teniendo en cuenta que el déficit de humedad experimentado en el sistema puede provocar un estrés en la vegetación que no necesariamente se recupera totalmente si se compensa posteriormente, como se ha estudiado para monzones (Bhuiyan y Kogan, 2010) y regímenes subtropicales (Bodner et al., 2015).

A su vez, aquellas anomalías en las épocas más húmedas del año serán más excepcionales si el resto del tiempo no es frecuente registrar grandes anomalías (porque las otras partes del año son más secas o más regulares), lo que explica por qué los climas más estacionales con variabilidad de precipitación intra-anual son más propensos a desarrollar DF. Esta característica de un determinado clima explica también su capacidad para pasar de la normalidad a una condición de sequía considerable en poco tiempo.

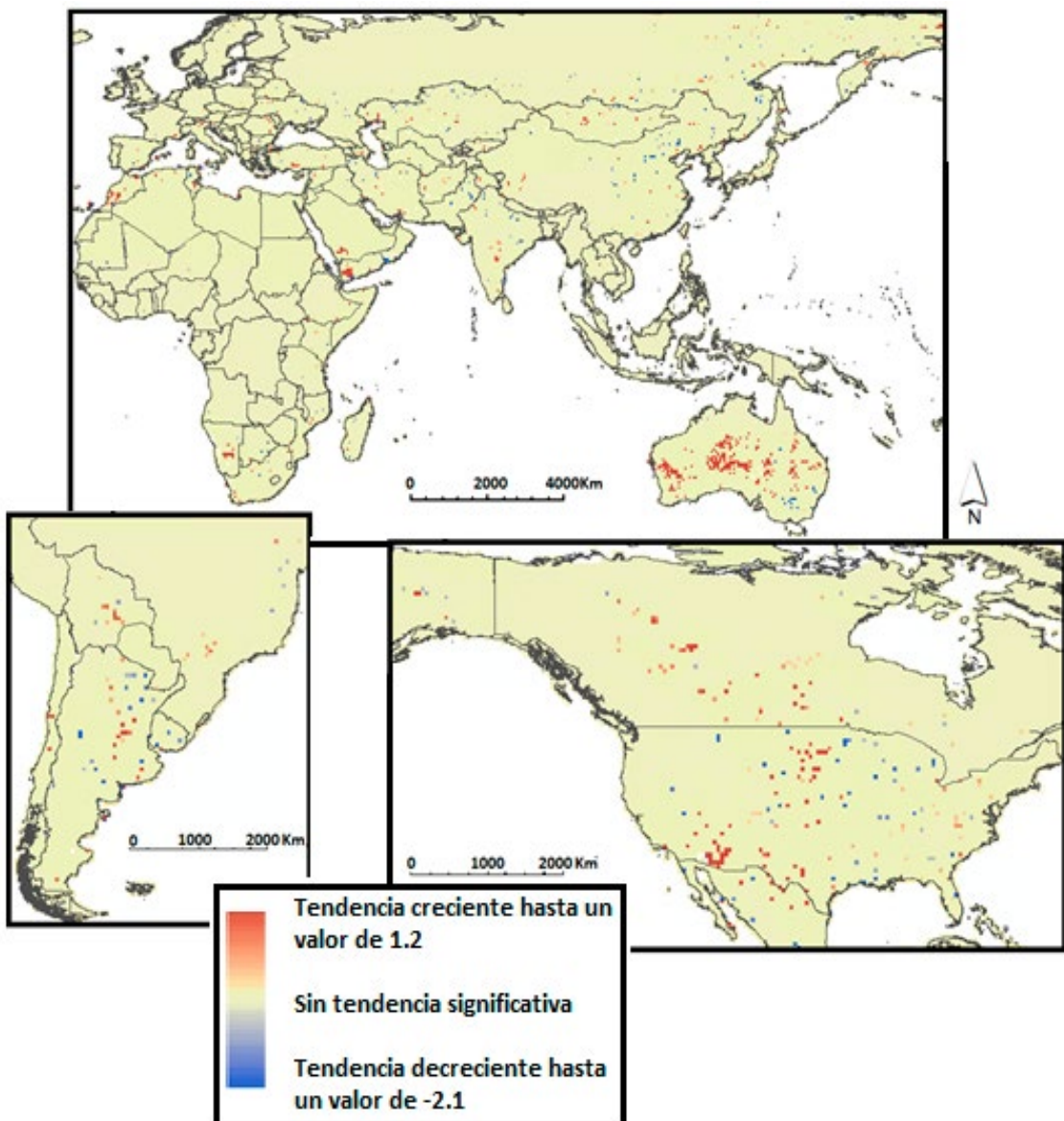
Teóricamente, si una anomalía notable es más frecuente en los pentads húmedos, debería calificarse como menos excepcional, pero considerando su potencial repercusión en un sistema que espera lluvias significativas en esos pentads particulares, y no tanto en otros, no debe contemplarse como un sesgo estadístico, sino más bien como un enfoque útil para indicar una amenaza real, rápida e intensa para la disponibilidad de agua. La frecuencia mensual de sequías flash medidas con percentiles de humedad del suelo presentados por Koster et al. (2019) para los Estados Unidos también señala que los eventos en Texas y las Grandes Llanuras se concentran en sus meses más húmedos y cálidos, lo que presumiblemente significa que los impactos en esa variable son más sensibles a los déficits de precipitaciones en esa parte del año, mientras que las anomalías en los meses más secos no tienen una respuesta rápida y notoria porque no esperamos que el suelo se rellene de humedad en ellos.

3.4. Evolución temporal en la incidencia de sequías flash

El período de estudio se dividió en ocho secciones, para las cuales se contó el número de sequías flash registradas por píxel: 1979-1985, 1986-1990, 1991-1995,

1996-2000, 2001-2005, 2006-2010, 2011-2015, 2016-2020. Se examinaron las tendencias lineales en el número de sequías flash experimentadas por píxel a lo largo de los ocho subperíodos. La Figura 4 muestra solo los píxeles de todo el mundo cuya línea de tendencia se ajusta significativamente, considerando un umbral de p valor de 0.05. En general, solo hay píxeles sueltos en los que se observan tendencias, tanto hacia una mayor o menor frecuencia de eventos. Solo en Australia, Yemen, Marruecos y el estado de Arizona hay regiones extensas con tendencias significativas, en todos los casos hacia una mayor frecuencia de sequías flash.

Figura 4. Tendencias significativas en aumento (rojo) y decreciente (azul) en la incidencia de sequías pluviométricas flash durante el período de estudio 1979-2020.



Los píxeles beige son áreas desérticas, no tienen eventos o no muestran una tendencia significativa

Fuente: Elaboración propia

4. RESUMEN Y CONCLUSIONES

La noción de sequía flash y su análisis como riesgo se están desarrollando en la actualidad, tras la verificación de que incluso un episodio breve con una rápida intensificación de la sequía es capaz de producir perturbaciones y pérdidas. Sin embargo, los patrones espacio-temporales a escala global y la propensión de los distintos climas a experimentar déficits intensos y rápidos en las variables centrales que participan en el fenómeno aún no han atraído mucha atención.

En este análisis, caracterizamos a escala global los eventos históricos de sequía flash ligados a los déficit de precipitación, usando un marco metodológico sencillo basado exclusivamente en la identificación de intensificaciones repentinas en la serie pentadiaria del índice de sequía pluviométrica DEPI. Estudiamos dónde y cómo se desarrollan las sequías flash utilizando la base de datos CPC Global Unified Gauge-Based Analysis of Daily Precipitation de 1979 a 2020.

La mayoría de los estudios anteriores utilizan modelos e índices complejos que se basan en datos que no son fáciles de encontrar en todos los entornos.

En este sentido, el índice DEPI presenta ciertas ventajas para caracterizar las sequías pluviométricas flash entre las que destaca su simplicidad computacional, su capacidad de reconocimiento de la aparición e intensidad de la sequía o su idoneidad para ser aplicado en diferentes climas, independientemente de la magnitud de sus precipitaciones totales, lo que permite el estudio y comparación de sequías (y sequías repentinas) en todo el mundo. Esto solo es posible si se utilizan índices estandarizados o normalizados.

Una de las principales contribuciones de este estudio es la confirmación de que existen estaciones predominantes y áreas de la tierra más propensas a las sequías pluviométricas flash. Los episodios ocurren principalmente en las estaciones húmedas en cada punto, y con más frecuencia en climas con precipitaciones variables, tanto interanuales como intraanuales (regímenes con marcada estacionalidad), especialmente cuando se da una alta variabilidad dentro de las estaciones húmedas del año. Esto ocurre fundamentalmente donde los mecanismos de generación de precipitaciones son más impredecibles e irregulares.

El hecho de que se identifiquen más sequías flash en las estaciones más húmedas se ve apoyado por la propia formulación del DEPI: antes de la estandarización, su método de acumulación suma todas las anomalías, provenientes de todo tipo de pentads, más secos y más húmedos. Sin embargo, los pentads húmedos muy variables pueden tener anomalías positivas y negativas más grandes que los secos y, en consecuencia, es más probable que den lugar a caídas bruscas y sequías flash. Es útil resaltar esas anomalías rápidas acaecidas en meses húmedos porque serán situaciones en las que falten precipitaciones sustanciales precisamente en las épocas del año en las que se esperan cantidades significativas, repercutiendo en la humedad del suelo y la vegetación.

Como señalaron otros autores (Li et al., 2020), los umbrales de intensificación más recurrentes utilizados aquí y en la literatura de sequías flash son arbitrarios, si bien basados en verificación empírica de impactos, y necesitan ser probados más a fondo.

Se confirma que la escala pentadiaria proporciona una visión clara de la distribución espacial y el comportamiento general de los eventos pasados, pero sería también

lo suficientemente desagregada para la detección casi en tiempo real y el monitoreo del fenómeno.

El estudio no pudo confirmar patrones notables de tendencias en el número de sequías flash experimentadas en el planeta, con contadas excepciones.

5. BIBLIOGRAFÍA

- ASADI ZARCH, M.A., MALCKINEZHAD, H., MOBIN, M.H., DASTORANI, M.T., KOUSARI, M.R. (2011). Drought Monitoring by Reconnaissance Index RDI in Iran. *Water Resources Management* 25: 3485–3504.
- BHUIYAN, C., F.N. KOGAN, F. N. (2010). Monsoon variation and vegetative drought patterns in the Luni Basin in the rain-shadow zone. *International Journal of Remote Sensing* 31(12): 3223–3242.
- BODNER, G., NAKHFOROOSH, A.; KAUL, HP. (2015). Management of crop water under drought: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 35: 401–442.
- CHEN, M. SHI, W., XIE, P., SILVA, V.B. S, KOUSKY, V. E. R., HIGGINS, W., E. JANOWIAK. J.E. 2008. ASSESSING OBJECTIVE TECHNIQUES FOR GAUGE-BASED ANALYSES OF GLOBAL DAILY PRECIPITATION. *JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH* 113: D4.
- CHEN, L.G., GOTTSCHALCK, J.; HARTMAN, A.; MISKUS, D.; TINKER, R.; ARTUSA, A. (2019). Flash Droughts Characteristics and Prediction. *Atmosphere* 10, 498.
- CHRISTIAN, J.B. BASARA, J.A. OTKIN, E.D. HUNT, R.A. WAKEFIELD, P.X. FLANAGAN. (2019). A methodology for flash drought identification: application of flash drought frequency across the United States. *Journal of Hydrometeorology* 20 (5): 833–846.
- FORD, T.W., LABOSIER, C.F. (2017). Meteorological conditions associated with the onset of flash droughts in the eastern United States. *Agricultural and Forest Meteorology* 247:414–423.
- KOSTER, R. D., SCHUBERT, S.D., WANG, H., MAHANAMA, S.P., DEANGELIS, A. (2019). Flash drought as captured by reanalysis data: disentangling the contributions of precipitation deficit and excess evapotranspiration. *Journal of Hydrometeorology* 20 (6): 1241–1258.
- LI, J., WANG, Z., WU, X., GUO, S., & CHEN, X. (2020). Flash droughts in the Pearl River Basin, China: Observed characteristics and future changes. *Science of the Total Environment*, 707, 136074.
- LIMONES, N., PITA-LÓPEZ, M.F., CAMARILLO, J.M. (2020). A new index to assess meteorological drought: the Drought Exceedance Probability Index (DEPI). *Atmósfera* 34.
- LIU, Y., ZHU, Y. REN, L., OTKIN, J., HUNT, E. D., YANG, X., YUAN, F. JIANG, S. (2020). Two Different Methods for Flash Drought Identification: Comparison of Their Strengths and Limitations. *Journal of Hydrometeorology* 21: 691–704, <https://doi.org/10.1175/JHM-D-19-0088.1>.
- MCKEE, T. B., DOESKEN, N. J., KLEIST, J. (1995). Drought monitoring with multiple time Scales. In: *Proceedings of the 9th Conference on Allied Climatology*. 233–236. Dallas, TX: American Meteorological Society.
- MO, K.C., LETTENMAIER, D.P. (2016). Precipitation deficit flash droughts over the United States. *Journal of Hydrometeorology* 17: 1169–1184.
- NOGUERA, I., DOMÍNGUEZ- CASTRO, F., VICENTE-SERRANO, S. (2020). Characteristics and trends of flash droughts in Spain, 1961–2018. *Annals of the York Academy of Sciences* 1472(1): 155– 171.
- OTKIN, J.A., ANDERSON, M.C., HAIN, C., MLADENOVA, I.E., BASARA, J.B., SVOBODA, M. (2013). Examining rapid onset drought development using the thermal infrared-based evaporative stress index. *Journal of Hydrometeorology* 14 (4): 1057–1074.

- OTKIN, J.A., SVOBODA, M., HUNT, E.D., FORD, T.W., ANDERSON, M.C., HAIN, C., BASARA, J.B. (2018). Flash droughts: a review and assessment of the challenges imposed by rapid-onset droughts in the United States. *Bulletin of the American Meteorological Society* 99 (5): 911–919.
- PENDERGRASS, A. G., MEEHL, G. A., PULWARTY, R. HOBBS, M., HOELL, A., AGHAKOUCHAK, A., BONFILS, C. J. W., GALLANT, A. J. E., HOERLING, M., HOFFMANN, D., KAATZ, L., LEHNER, F., LLEWELLYN, D., MOTE, P., NEALE, R. B., OVERPECK, J. T., SHEFFIELD, A., STAHL, K., SVOBODA, M., WHEELER, M. C., WOOD, A.W., WOODHOUSE, C. A. (2020). Flash droughts present a new challenge for subseasonal-to-seasonal prediction. *Nature Climate Change* 10: 191–199.
- SVOBODA, M., LECOMTE, D., HAYES, M., HEIM, R., GLEASON, K., ANGEL, J., RIEY, B., TINKER, R., PALECKI, M., STOOKSBURY, D., MISKUS, D., STEPHENS, S. (2002). The Drought Monitor. *Bulletin of the American Meteorological Society* 83, 495: 1181–1190.
- VAN LOON, A. (2013). *On the propagation of drought. How climate and catchment characteristics influence hydrological drought development and recovery*. PhD Thesis. Wageningen University.
- VICENTE-SERRANO, S.M, BEGUERÍA, S., LOPEZ-MORENO, J.I. (2010). A multiscalar Drought Index Sensitive to Global Warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *Journal of Climate* 23: 1696–1718.
- YAN, D., JIANG, R., XIE, J., ZHAO, Y., ZHU, J. AND LIANG, J., (2021). Characteristics and Prediction of Extreme Drought Event Using LSTM Model in Wei River Basin. *Terrestrial, Atmospheric and Oceanic Sciences*. doi: 10.3319/TAO.2021.02.07.01
- YUAN, X., WANG, L., WOOD, E.F. (2018). Anthropogenic Intensification of Southern African Flash Droughts as exemplified by the (2015)&16 season. In: Herring, S. C., N. Christidis, A. Hoell, J. P. Kossin, C. J. Schreck III & P. A. Stott, Eds., (2018): Explaining Extreme Events of 2016 from a Climate Perspective. *Bulletin of the American Meteorological Society* 99 (1): 586–589.
- YUAN, X., WANG, L., WU, P., PENG, J., SHEFFIELD, J. (2019). Anthropogenic shift towards higher risk of flash drought over China. *Nature Communications* 10, 4661.
- WANG, L., YUAN, X., XIE, Z., WU, P., & LI, Y. (2016). Increasing flash droughts over China during the recent global warming hiatus. *Scientific Reports* 6: 30571.
- WANG, L., YUAN, X. (2018). Two Types of flash droughts and Their Connections with Seasonal Drought. *Advances in Atmospheric Sciences* 35:1478–1490.
- ZHANG, Y. YOU, Q. CHEN, C., LI, X. (2017). Flash droughts in a typical humid and subtropical basin: a case study in the Gan River Basin, China. *Journal of Hydrology* 551: 162–176.

PROPUESTA METODOLÓGICA PARA LA EVALUACIÓN DE SUPERFICIES SELLADAS MEDIANTE TELEDETECCIÓN: EL CASO DEL MUNICIPIO DE MAZARRÓN (MURCIA)

METHODOLOGICAL PROPOSAL FOR THE EVALUATION OF SEALED SURFACES USING REMOTE SENSING: THE CASE OF THE MUNICIPALITY OF MAZARRÓN (MURCIA)

Emilio José Illán-Fernández¹

¹ Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, emiliojose.illan@um.es

Alfredo Pérez-Morales²

² Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, alfredop@um.es

Asunción Romero-Díaz³

³ Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, arodi@um.es

Resumen

Durante los últimos 50 años se han producido cambios significativos sobre los usos y cubiertas del suelo. Destaca, principalmente, el aumento de las superficies artificiales sobre el resto de coberturas. En el área de estudio (Mazarrón, Región de Murcia) el proceso anterior resulta paradigmático: el desarrollo urbano, el turismo y la agricultura intensiva han alterado de forma drástica la naturaleza del suelo hasta niveles no registrados. El objetivo de este trabajo es establecer un modelo de clasificación supervisada que distinga, con un error asumible, las distintas clases establecidas en la clasificación, destacando sobre todas ellas las que supongan superficies sellantes. Para ello, se han seleccionado imágenes del satélite Sentinel 2A que nos han permitido distinguir, en la medida de lo posible, las diferentes superficies existentes que tienen implicaciones en la desnaturalización del suelo. Se ha llevado a cabo una clasificación de máxima verosimilitud y, para validar los resultados, se ha realizado una matriz de confusión en la que se ha obtenido una precisión general del 89 %, pudiendo así realizar una comparación de ésta con el último mapa disponible de coberturas de suelo del Corine Land Cover (2018) y poder observar las diferencias esperadas debido a la distinta resolución.

Palabras clave: sellado de suelo, teledetección, Sentinel, Mazarrón, Región de Murcia.

Abstract

Over the last 50 years there have been significant changes in land use and land cover. The increase in artificial surfaces over the rest of the land cover is particularly noteworthy. In the study area (Mazarrón, Region of Murcia) the above process is pa-

radigmatic: urban development, tourism and intensive agriculture have drastically altered the nature of the soil to unprecedented levels. The aim of this work is to establish a supervised classification model that distinguishes, with an assumable error, the different classes established in the classification, highlighting above all those that involve sealing surfaces. For this purpose, Sentinel 2A satellite images have been selected that have allowed us to distinguish, as far as possible, the different existing surfaces that have implications for soil denaturation. A maximum likelihood classification has been carried out and, to validate the results, a confusion matrix has been carried out in which an overall accuracy of 89 % has been obtained, thus being able to compare it with the latest available land cover map of the Corine Land Cover (2018) and to observe the expected differences due to the different resolution.

Keywords: soil sealing, remote sensing, Sentinel, Mazarrón, Region of Murcia

1. INTRODUCCIÓN

La presión de la actividad humana sobre la superficie terrestre ha supuesto un gran cambio sobre el entorno natural a lo largo de la historia. Si bien existen diversas acciones que afectan gravemente a la naturaleza, una especialmente destacable es el sellado de suelo. Este proceso puede ser definido como la cobertura permanente de la superficie terrestre por cualquier tipo de material impermeable, como pueden ser edificios, carreteras o cualquier otra infraestructura como cemento, plásticos, etc. (Pistocchi et al., 2015). La cubierta natural del suelo juega un papel fundamental en el ecosistema, por lo que cualquier cambio puede ser relativamente importante: afectación a procesos como la infiltración, evapotranspiración, recarga de acuíferos o frecuencia de las inundaciones (Stehman y Foody, 2019), son algunos de ellos.

Con el objetivo de minimizar los efectos derivados del sellado de suelo, la Unión Europea ha llevado a cabo diversos proyectos para monitorizar su evolución. De hecho, en el último informe publicado por la Agencia Europea del estado del Medio Ambiente (2020), sitúa al sellado del suelo como uno de los principales causantes de la rápida degradación de suelos a nivel europeo y global. Además, se ha incluido su acotamiento y limitación como uno de los objetivos estratégicos para el año 2030, así como la reducción de la erosión y la recuperación de suelos degradados, con el fin de alcanzar una neutralidad en cuanto a consumo de suelo.

Las principales fuentes de datos de donde se puede obtener la información sobre esta problemática son aquellos derivados de los programas Corine Land Cover (CLC en adelante) y Copernicus. El primero de ellos se trata de un proyecto que comienza en 1985, en el que solo se representan aquellas coberturas que posean un tamaño superior a 25 ha; por otro lado, el proyecto Copernicus es un programa de la Unión Europea y la Agencia Espacial Europea para monitorizar el medio ambiente a escala global mediante observación satelital (Thépau et al., 2018), con una resolución de entre 10 y 20 metros.

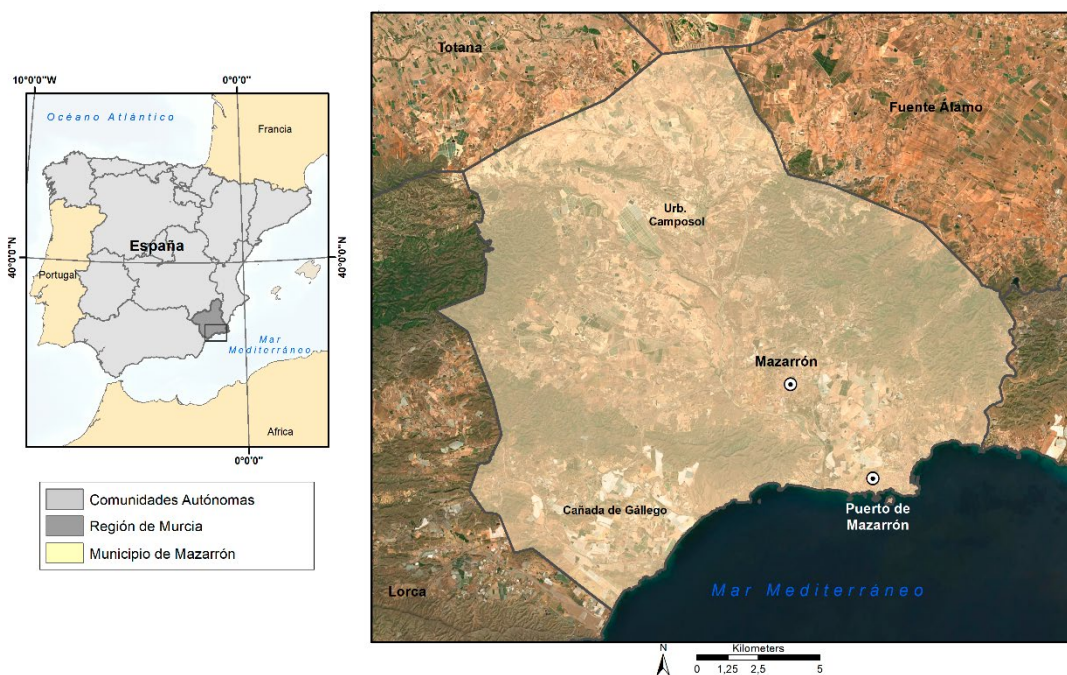
La clasificación del sellado de suelo no es fácil, principalmente debido a la irregularidad en las edificaciones, la variabilidad de materiales de construcción, intercaladas con espacios verdes artificiales, así como la resolución de la imagen a clasificar, entre otras (García y Pérez, 2016).

Por tanto, el objetivo de este estudio es cuantificar la superficie sellada en el municipio seleccionado mediante tecnologías de información geográfica, así como una diferenciación entre las distintas superficies sellantes. Además, se realiza una comparación con el programa CLC de 2018 para conocer hasta qué punto la clasificación llevada a cabo por el programa europeo es lo suficientemente precisa para nuestra área de estudio.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio es el municipio de Mazarrón, situado en la costa mediterránea de la Región de Murcia (Figura 1), habiéndose escogido como área piloto para el desarrollo de una investigación a nivel regional. Su elección se debe, especialmente, por poseer una extensión relativamente grande (318,7 Km²), con variedad de usos del suelo, y haber experimentado en las últimas décadas un notable desarrollo turístico (de 1^a y 2^a residencia) y agrícola que ha propiciado una gran transformación del entorno natural.

Figura 1. Área de estudio. Municipio de Mazarrón (Murcia)



Fuente: Elaboración propia.

Se trata de un municipio donde, en lo que llevamos de siglo XXI, se ha producido un considerable aumento de las coberturas impermeables debido a la creación de numerosas urbanizaciones, áreas residenciales y nuevas infraestructuras, tales como vías de comunicación (AP-7 y RM-3), campos de golf asociados a dichas urbanizaciones o el empleo de plásticos e invernaderos de forma recurrente para producción hortofrutícola y la introducción de nuevos cultivos de especies subtropicales.

3. METODOLOGÍA

El análisis realizado se ha llevado a cabo en 3 fases:

- 1) Obtención de datos: compilación de información sobre el área de estudio, descarga de imágenes de satélite, descarga de CLC 2018, y establecimiento de los usos del suelo a obtener.
- 2) Clasificación de usos del suelo: pansharpening de bandas, clasificación supervisada de máxima verosimilitud y post-procesamiento de la imagen clasificada.
- 3) Cálculo y evaluación de la precisión: establecimiento de puntos de control, análisis de datos, cálculo de precisión.

3.1 Obtención de datos

En la primera parte, se han adquirido las imágenes del satélite Sentinel-2 (2A) disponibles a través del centro de descargas del programa Copernicus, seleccionando aquellas imágenes con una cobertura nubosa inferiores al 10 %. La imagen seleccionada se trata de una imagen de nivel 2A, ortorectificada y corregida atmosféricamente, siendo tomada el 30/05/2020 13:42:11. A su vez, se han obtenido los datos del programa CLC del año 2018 en formato shapefile. Con posterioridad, se ha establecido un listado de las distintas coberturas en las que se va a dividir la clasificación. Una vez catalogados los usos a analizar, la información del CLC es convertida a formato ráster y se procede a su reclasificación (Tabla 1).

Tabla 1. Usos establecidos (izquierda) y su correspondencia con el CLC 2018 (derecha)

Uso establecido		Código CLC 2018
1	Urbano	111, 112, 121, 123, 124, 132, 133, 142
2	Carreteras	122
3	Agua	411, 412, 421, 422, 423, 511, 512, 521, 523
4	Invernaderos	Inexistente
5	Cultivos	21, 22, 23, 24
6	Suelo desnudo	211, 331, 332, 334
7	Paneles solares	Inexistente
8	Campos de Golf	Inexistente
9	Matorral	321, 322, 323, 324
10	Vegetación dispersa	312, 333
11	Minería	131

Fuente: Elaboración propia

3.2 Clasificación de usos del suelo

En la segunda parte, se procede a la clasificación de la imagen de satélite seleccionada. Antes de realizar la clasificación, se realiza un proceso de *pansharpening* para que

todas las bandas pasen a tener un tamaño de píxel de 10 metros utilizando la banda 8. Posteriormente se realiza una selección de píxeles de referencia para el entrenamiento acorde a cada una de las 11 clases establecidas mediante polígonos que incluyen varios píxeles de la misma cobertura. En este caso, se ha realizado un muestreo estratificado según las clases seleccionadas. A continuación, se procede a la clasificación supervisada mediante ArcGIS 10.8 y su *Maximum Likelihood Classification* o clasificación de máxima verosimilitud (MLC en adelante). Para ello, mediante los puntos de entrenamiento, a cada píxel se asignará a una clase a la que pertenezca con una mayor probabilidad (Erener, 2013). La imagen resultante presenta píxeles aislados clasificados erróneamente. Para eliminar este ruido, se ha realizado un post procesamiento de la clasificación con el fin de descartar dichos valores claramente erróneos.

3.3 Cálculo y evaluación de la precisión

Finalmente, se calcula la precisión de nuestro análisis mediante una matriz de confusión, donde se comprueba la eficacia de la metodología empleada. Para ello, se establecen otros puntos de control cuyas coberturas sean claramente identificables en las imágenes, seleccionando un total de 436 puntos de referencia para la validación final de la imagen clasificada mediante un muestreo estratificado aleatorio por cada clase. Una vez realizado este paso, se elabora la matriz de confusión. A partir de los datos obtenidos en dicha matriz de confusión, se realizan algunas de las métricas empleadas por Congalton (1991), Sánchez Muñoz (2016) o Rwanga y Ndambuki (2017): precisión general, precisión del productor, precisión del usuario y coeficiente kappa.

- Precisión general (overall accuracy): relación entre todos los píxeles clasificados correctamente y la suma de todos los píxeles.
- Precisión del productor (producer accuracy): relación entre los píxeles clasificados correctamente de una clase determinada con respecto a todos los píxeles de los puntos de control de dicha clase.
- Precisión del usuario (user accuracy): relación entre los píxeles clasificados correctamente de una clase determinada con respecto a todos los píxeles clasificados como dicha clase.
- Coeficiente Kappa: indica la efectividad de un clasificador mediante un indicador entre -1 y 1, aunque se utiliza casi exclusivamente entre 0 y 1. Los valores inferiores a 0 muestran que el clasificador es inservible.

Es de destacar que, tal y como lo denomina Stehman (2009), la “verdad del suelo” es casi inalcanzable, es decir, la coincidencia total de la clasificación con respecto a la cobertura real existente. Es necesario aclarar también que no existe un método concreto ni más adecuado para hacer esta evaluación, ya que se parte de que es casi imposible una precisión completa (Strahler et al., 2006). En este sentido, lo más apropiado sería enfocar la obtención de una mayor precisión sobre las características que más se quiera conocer (Lark, 1995), en este caso, la exactitud en la detección de aquellas coberturas catalogadas como sellantes. En definitiva, se han considerado como superficies sellantes las siguientes: edificaciones (urbano), carreteras, invernaderos, paneles solares, así como la actividad minera.

4. RESULTADOS

Se ha llevado a cabo una clasificación supervisada de toda el área de estudio, así como un cálculo del área ocupada por cada una de las diferentes categorías establecidas. Si bien el objetivo principal de este trabajo es detectar las superficies selladas, se han establecido otras categorías con el fin de desarrollar una clasificación más amplia del área de estudio. En la figura 2 se muestra el número de píxeles de entrenamiento por cada cobertura que se han empleado para la clasificación. Estas muestras han sido seleccionadas en entornos con una cobertura lo más homogénea posible con el fin de poder facilitar la asignación de cada píxel a la clase a la que pertenece y evitar así la interferencia varias coberturas en un mismo píxel.

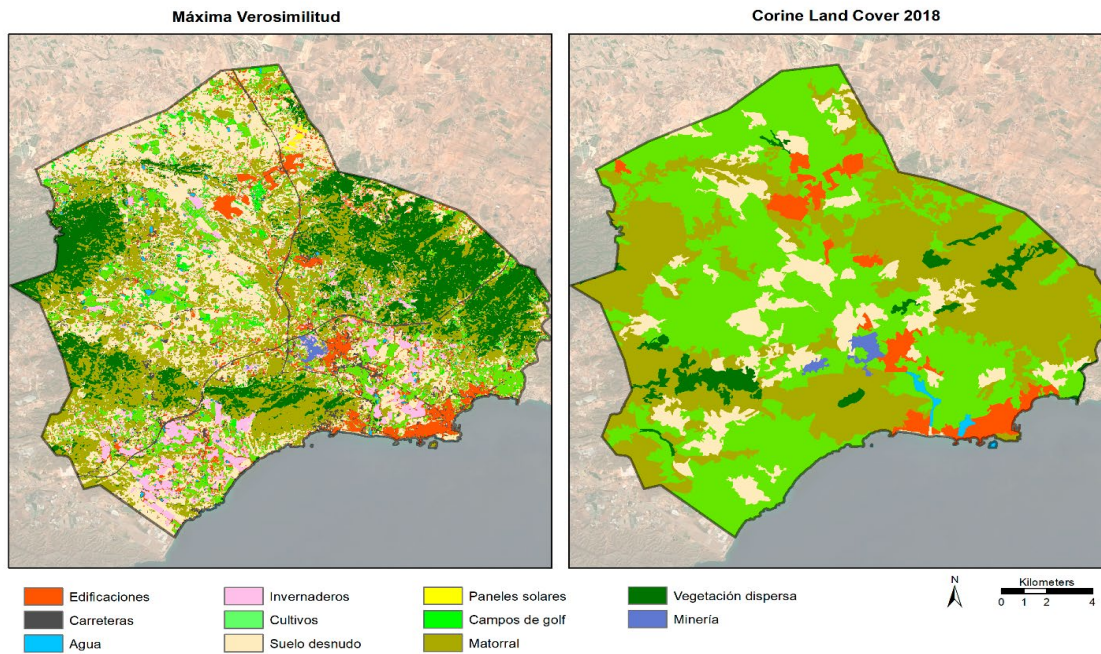
Figura 2. Píxeles de entrenamiento por tipo de cobertura.

ID	Class Name	Value	Color	Count
1	Edificaciones	1		2289
2	Carreteras	2		291
3	Agua	3		886
4	Invernaderos	4		4480
5	Cultivos	5		2893
6	Suelo desnudo	6		8648
7	Paneles solares	7		341
8	Campos de golf	8		205
9	Matorral	9		1565
10	Vegetación dispersa	10		630
11	Minería	11		804

Fuente: Elaboración propia.

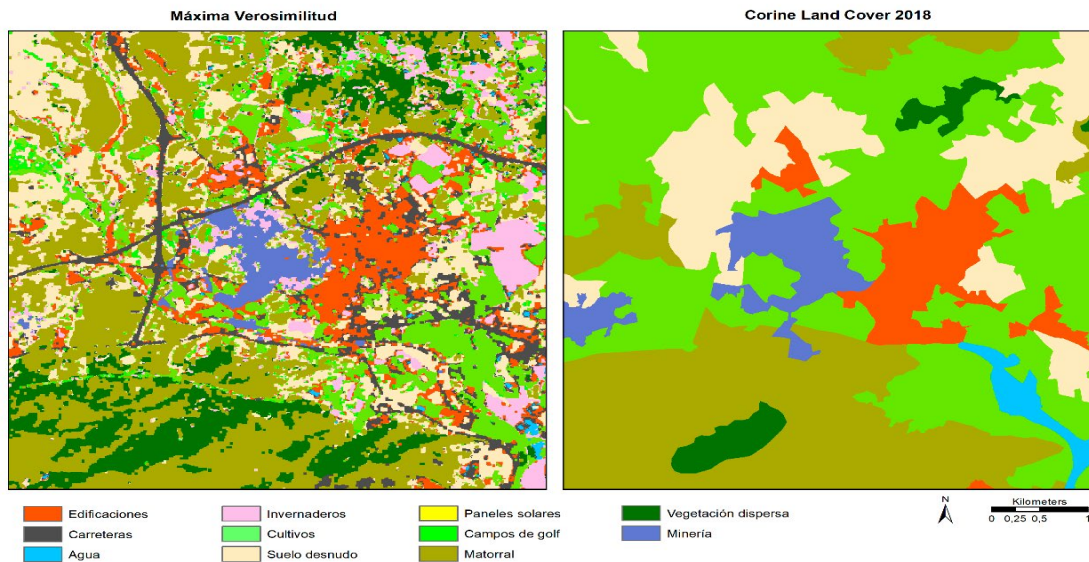
En la figura 3 se representa la clasificación finalmente obtenida de la imagen de Sentinel 2 (izquierda) y la clasificación del CLC 2018 (derecha) resumiendo sus coberturas en las mismas que las empleadas en este estudio.

Figura 3. Clasificación supervisada MLC de Sentinel 2 (izquierda) y CLC 2018 (derecha).



Fuente: Elaboración propia.

Figura 4. Detalle de la clasificación del casco urbano de Mazarrón según metodología.



Fuente: Elaboración propia.

Si se observa de forma más detallada, en el ejemplo del casco urbano de Mazarón (Figura 4), las diferencias entre las dos clasificaciones son notables, debido al mínimo cartografiado de 25 ha del CLC 2018. Además, en este caso concreto, mientras que el área urbana o la actividad minera se encuentran relativamente bien definidas en ambas clasificaciones, la variedad de otros usos y coberturas del suelo no se halla correctamente representada en el proyecto europeo.

Con el fin de conocer la fiabilidad de la clasificación obtenida, se ha obtenido la matriz de confusión (Tabla 2). La diagonal central de la matriz de confusión representa las clasificaciones realizadas de forma correcta. Los píxeles que no se encuentran asignados a una clase correcta no aparecen en la diagonal, lo que indica que existe algún tipo de confusión entre las diferentes clases al realizar la asignación durante la clasificación.

Tabla 2. Matriz de confusión de la clasificación MLC

Clases	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1 Urbano	123	0	0	1	0	10	0	0	0	0	0
2 Carreteras	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3 Agua	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0
4 Invernaderos	0	0	0	40	0	3	0	0	0	0	0
5 Cultivos	0	0	0	6	37	0	0	1	0	0	0
6 Suelo desnudo	0	0	0	3	0	38	0	0	11	0	0
7 Paneles solares	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0
8 Campos de Golf	0	0	0	0	0	1	0	12	0	0	0
9 Matorral	0	0	0	0	0	4	0	0	48	0	0
10 Vegetación dispersa	0	0	0	0	1	0	0	0	6	35	0
11 Minería	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9

Fuente: Elaboración propia

A partir de la matriz anterior, se puede obtener la precisión general de nuestra clasificación mediante la división entre los puntos correctos entre el total de puntos, así como el coeficiente Kappa. La precisión general obtenida de la imagen clasificada es del 89,2 %, mientras que el coeficiente Kappa tiene un valor de 0,87. Estos resultados indican, por un lado, que existe una buena relación entre el número de píxeles correctamente clasificados sobre el número total de píxeles; y por otro, en base a la escala realizada por Foody (2020), que se trata de una clasificación “generalmente buena”, ya que supera el valor de 0,8. Junto a estos datos, se obtienen el resto de índices necesarios para comprobar la precisión obtenida por cada clase (Tabla 3), a fin de conocer cómo de precisa es la clasificación según el tipo de cobertura.

Tabla 3. Índices por clases de la clasificación MLC

Clases	PU	EC	PP	EO
1 Urbano	0,92	0,08	1,00	0,00
2 Carreteras	1,00	0,00	1,00	0,00
3 Agua	1,00	0,00	1,00	0,00
4 Invernaderos	0,93	0,07	0,80	0,20
5 Cultivos	0,84	0,16	0,97	0,03
6 Suelo desnudo	0,73	0,27	0,68	0,32
7 Paneles solares	1,00	0,00	1,00	0,00
8 Campos de Golf	0,92	0,08	0,92	0,08
9 Matorral	0,92	0,08	0,74	0,26
10 Vegetación dispersa	0,83	0,17	1,00	0,00
11 Minería	1,00	0,00	1,00	0,00

Leyenda: PU = precisión del usuario; EC = error de comisión; PP = precisión del productor; EO = error de omisión

Fuente: Elaboración propia.

La media de la precisión del usuario se sitúa en el 91,7 %, variando entre el 73 % y el 100 %, mientras que la media de la precisión del productor es del 91,9 %, moviéndose entre el 68 % y el 100 %. Son numerosas las coberturas en las que su identificación es plena, como son las carreteras, láminas de agua, paneles solares o la actividad minera. Sin embargo, la cobertura clasificada como suelo desnudo ha sido la que menor precisión obtiene (0,68-0,73), debido a la confusión de esta clase con otras como matorral o urbano. La no muy elevada variación de los índices demuestra que, en su conjunto, no existe una elevada confusión entre distintas categorías al realizar la clasificación; no obstante, sí se han producido ciertos errores en la detección de algunas coberturas, mayoritariamente en los bordes de las áreas con una mayor variedad de clases. Si se analiza exclusivamente las superficies sellantes, la precisión del productor tiene un valor del 95 %, lo que muestra una alta probabilidad de que estas coberturas se haya asignado correctamente a las categorías de cobertura a las que realmente pertenecen.

Sin embargo, si se realiza la matriz de confusión de la reclasificación realizada sobre el CLC 2018 utilizando los mismos puntos de control, el resultado en este caso (Tabla 4) difiere con respecto a lo obtenido en la clasificación no supervisada.

Tabla 4. Matriz de confusión del CLC 2018

Clases	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1 Urbano	123	0	0	0	0	5	0	13	0	0	0
2 Carreteras	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3 Agua	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0
4 Invernaderos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5 Cultivos	0	7	9	47	31	12	14	0	14	0	2
6 Suelo desnudo	0	7	0	3	6	18	0	0	8	0	0
7 Paneles solares	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8 Campos de Golf	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9 Matorral	0	4	4	0	0	3	1	0	41	28	1
10 Vegetación dispersa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0
11 Minería	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6

Fuente: Elaboración propia

Al calcular la precisión y el coeficiente Kappa ya nos indica que su fiabilidad es bastante ajustada. La precisión es de un 54,07 %, mientras que el Kappa se sitúa en 0,447. Estos datos demuestran que, pese a que en numerosas ocasiones sí se ajustan a la realidad como lo catalogado como urbano o cultivos, el valor tan bajo de Kappa nos indica que la concordancia de la clasificación del CLC 2018 con respecto a la realidad observada es débil. Estos resultados se ponen aún más en perspectiva si se realiza una comparación de la superficie que ocupa cada cobertura en función del tipo de clasificación (Tabla 5). En ella, se compara el área detectada en Km² y en porcentaje de la superficie total del municipio.

Tabla 5. Áreas en Km² según clases y clasificación.

Clases	CLC 2018		MLC	
	Área	%	Área	%
1 Urbano	13,5	4,2	20,3	6,4
2 Carreteras*	0,0	0,0	10,1	3,2
3 Agua	1,2	0,4	1,6	0,5
4 Invernaderos*	0,0	0,0	24,3	7,6
5 Cultivos	138,4	43,5	32,7	10,3
6 Suelo desnudo	34,7	10,9	80,6	25,3
7 Paneles solares*	0,0	0,0	0,4	0,1
8 Campos de Golf*	0,0	0,0	7,5	2,4
9 Matorral	118,0	37,1	83,1	26,1
10 Vegetación dispersa	10,5	3,3	56,6	17,8
11 Minería	1,8	0,6	1,0	0,3

Leyenda: (*) indica que no existe esa cobertura en el CLC 2018

Fuente: Elaboración propia.

Si bien es cierto que diferentes categorías no existen en el CLC 2018 (carreteras, invernaderos, paneles solares o campos de golf), se trata de coberturas con una superficie no despreciable, ya que entre todas suman casi alrededor del 13 % del área total. No obstante, existen notables diferencias entre categorías que existen en ambas clasificaciones: según el CLC 2018, alrededor del 43 % de la superficie municipal se dedica al cultivo agrícola, mientras que en nuestra clasificación apenas corresponde un 10 %. En este caso, la diferencia es posible que sea debida a la fecha de obtención de la imagen y la situación del suelo en ese momento, sin mostrar ninguna cobertura vegetal aún, de ahí que en la imagen clasificada el suelo desnudo sume más del 25 % en contraposición al cerca del 11 % en el CLC 2018. No obstante, sí que se produce una aceptable catalogación de las áreas urbanas por parte del proyecto europeo, aunque se aprecian numerosas áreas con población dispersa que no han sido incluidas.

En definitiva, el dato más alarmante es la diferencia existente entre el cálculo de ambos modelos con respecto a la superficie sellada. Mientras según el CLC 2018, la superficie sellada suma un total de 15,3 Km² (4,8 %), con los datos obtenidos de la imagen clasificada se obtiene un total de 63,6 Km² (20 %); es decir, existe una infravaloración muy destacable de la superficie total sellada en el municipio.

5. CONCLUSIONES

Las tecnologías de la información geográfica, y en especial el papel de la teledetección, tienen un papel muy importante en la realización de estudios de coberturas de suelo mediante la clasificación de imágenes.

En nuestro caso, se ha realizado una clasificación con técnicas tradicionales, mediante una clasificación supervisada que ha dividido el área de estudio en once clases diferentes con el fin de obtener un mapa general, aunque lo más interesante radica en la separación de las cinco clases que se corresponden con las sellantes. La imagen clasificada obtenida y su comparación con el CLC 2018 proporciona un análisis crítico de la situación, ya que se aprecian diferencias evidentes entre los resultados obtenidos.

La imagen clasificada supervisada muestra una precisión de 89 % aproximadamente, con un total del 20 % de la superficie total dentro del rango de suelos sellados; sin embargo, el CLC 2018 apenas muestra un 5 % con un 54 % de precisión. Por tanto, es posible afirmar que, pese a que el valor del proyecto europeo es indiscutible, existe una falta de veracidad palpable. En este sentido, no es viable poder cumplir con los objetivos de la Estrategia del Suelo 2030 propuesta por la Unión Europea si, como en este caso, se produce una infrarrepresentación de una de las mayores amenazas para la calidad del suelo, como es su degradación y sellado; ni tampoco con las directrices del Parlamento Europeo de la resolución 2021/2548(RSP) sobre la protección del suelo, en las que se incide en la necesidad de cuantificar el sellado del suelo con el objetivo de limitar o mitigar sus efectos sobre la pérdida de biodiversidad.

6. BIBLIOGRAFÍA

- CONGALTON, R. G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote sensing of environment*, 37(1), 35-46. DOI: 10.1016/0034-4257(91)90048-B
- ERENER, A. (2013). Classification method, spectral diversity, band combination and accuracy assessment evaluation for urban feature detection. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 21, 397-408. DOI: 10.1016/J.JAG.2011.12.008
- FOODY, G. M. (2020). Explaining the unsuitability of the kappa coefficient in the assessment and comparison of the accuracy of thematic maps obtained by image classification. *Remote Sensing of Environment*, 239, 111630. DOI: 10.1016/J.RSE.2019.111630
- GARCÍA, P., & PÉREZ, E. (2016). Mapping of soil sealing by vegetation indexes and built-up index: A case study in Madrid (Spain). *Geoderma*, 268, 100-107. DOI: 10.1016/J.GEODERMA.2016.01.012
- LARK, R. M. (1995). Components of accuracy of maps with special reference to discriminant analysis on remote sensor data. *International Journal of Remote Sensing*, 16(8), 1461-1480. DOI: 10.1080/01431169508954488
- PISTOCCHI, A., CALZOLARI, C., MALUCELLI, F., & UNGARO, F. (2015). Soil sealing and flood risks in the plains of Emilia-Romagna, Italy. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4, 398-409. DOI: 10.1016/J.EJRH.2015.06.021
- RWANGA, S. S., & NDAMBUKI, J. M. (2017). Accuracy assessment of land use/land cover classification using remote sensing and GIS. *International Journal of Geosciences*, 8(04), 611. DOI: 10.4236/IJG.2017.84033
- SÁNCHEZ MUÑOZ, J. M. (2016). Análisis de calidad cartográfica mediante el estudio de la matriz de confusión. *Pensamiento Matemático*, 6(2), 9-26.
- STEHMAN, S. V. (2009). Sampling designs for accuracy assessment of land cover. *International Journal of Remote Sensing*, 30(20), 5243-5272. DOI: 10.1080/01431160903131000
- STEHMAN, S. V., & FOODY, G. M. (2019). Key issues in rigorous accuracy assessment of land cover products. *Remote Sensing of Environment*, 231, 111199. DOI: 10.1016/J.RSE.2019.05.018
- STRAHLER, A. H., BOSCHETTI, L., FOODY, G. M., FRIEDL, M. A., HANSEN, M. C., HEROLD, M., ... & WOODCOCK, C. E. (2006). Global land cover validation: Recommendations for evaluation and accuracy assessment of global land cover maps. European Communities, Luxembourg, 51(4).
- THÉPAUT, J. N., DEE, D., ENGELEN, R., & PINTY, B. (2018). The Copernicus programme and its climate change service. En *IGARSS 2018-2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*. IEEE, 1591-1593. DOI: 10.1109/IGARSS.2018.8518067

7. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Universidades de España mediante las ayudas para contratos predoctorales para la formación de profesorado universitario (FPU) de la que el autor principal es beneficiario (FPU18/03622).

ESTUDIO DE LA VARIABILIDAD DE LAS APORTACIONES EN RÉGIMEN NATURAL DE ESPAÑA DURANTE 1952-2017

VARIABILITY OF NEAR-NATURAL SPANISH HYDROLOGICAL RESOURCES FROM 1952 TO 2017

Amar Halifa-Marín¹

1 Regional Atmospheric Modelling (MAR) Group, Regional Campus of International Excellence Campus Mare Nostrum (CEIR), University of Murcia, 30100 Murcia, Spain. <https://orcid.org/0000-0002-2388-1598>

Miguel A. Torres-Vázquez²

2 Regional Atmospheric Modelling (MAR) Group, Regional Campus of International Excellence Campus Mare Nostrum (CEIR), University of Murcia, 30100 Murcia, Spain.

Marc Lemus-Cánova³

3 Climatology Group, Department of Geography, University of Barcelona, C/Montalegre, 6,08001 Barcelona, Spain. <https://orcid.org/0000-0002-0925-3827>

Pedro Jiménez-Guerrero⁴

4 Regional Atmospheric Modelling (MAR) Group, Regional Campus of International Excellence Campus Mare Nostrum (CEIR), University of Murcia, 30100 Murcia, Spain. <https://orcid.org/0000-0002-3156-0671>

Juan Pedro Montávez Gómez⁵

5 Regional Atmospheric Modelling (MAR) Group, Regional Campus of International Excellence Campus Mare Nostrum (CEIR), University of Murcia, 30100 Murcia, Spain. <https://orcid.org/0000-0001-6117-3528>

RESUMEN

Las aportaciones a embalses en cuencas con régimen natural fueron evaluadas en la Península Ibérica (PI) mediante la base de datos MONWIRES. En este estudio, se analizó la tendencia de 42 series de aportaciones y precipitación en cuencas de cabecera repartidas por la PI, a escala invernal. Los resultados mostraron reducciones importantes en la mayoría de las cuencas, alcanzando los $-6 \text{ hm}^3/\text{año}$ en algunos casos. Asimismo, esa tendencia negativa fue asociada a cambios en la precipitación, especialmente en el oeste y centro de la PI. Además, de acuerdo con el número de embalses que recargaron su reserva de agua en cada invierno, se crearon una serie de escenarios de recarga. El escenario más frecuente fue el de sequía severa (<20 % de los embalses recargan), modo de recarga que fue correlacionada principalmente con la Oscilación del Sur El Niño (ENSO), aunque no de forma significativa. Así, este trabajo muestra la variabilidad reciente de las aportaciones en cuencas de cabecera de la PI, que puede ser útil en la planificación de políticas para la mitigación y adaptación de la gestión hídrica al calentamiento global.

Palabras clave: Península Ibérica, aportaciones, régimen natural, precipitación, Mediterráneo

Abstract

The discharge to reservoirs in near-natural hydrological basins were evaluated in the Iberian Peninsula (PI) using the MONWIRES database. In this study, the trend of 42 series of discharge and precipitation were analysed in headwaters basins distributed by the entire IP, on a winter scale. The results show important reductions in most of the basins, reaching $-6 \text{ hm}^3/\text{yr}$ in some cases. Likewise, these negative trend estimates were associated with changes in winter precipitation, especially in the western IP. In addition, increases/decreases of water store in reservoirs were studied. So, different scenarios based on the level of discharge were analysed. From 1952 to 2017, the most frequent scenario was severe meteorological drought (<20% of the reservoirs increased their water reserve). Likewise, this recharge mode was specially correlated with the El Niño Southern Oscillation (ENSO), but not significantly. In case of all scenarios, NAO and AO indices mainly contributed to predict the changes in hydrological reserve of IP. Thus, this work shows the recent variability of the discharge in the Iberian near-natural hydrological basins, which can be useful in the planning of policies for the mitigation and adaptation of water management to global warming.

Keywords: Iberian Peninsula, water discharge, near-natural basins, precipitation, Mediterranean

1. INTRODUCCIÓN

En la cuenca Mediterránea, reconocido *hotspot* hidroclimático desde hace décadas (Giorgi, 2006), el descenso de los recursos hídricos supone una amenaza real para millones de personas durante las próximas décadas, pues los Modelos de Circulación Globales (GCM) proyectan la reducción de las precipitaciones y el aumento de evapotranspiración con gran consenso (EEA, 2021). En esta región, las sequías meteorológicas han sido más frecuentes e intensas durante las últimas décadas (Polade *et al.*, 2017). Dentro de la cuenca Mediterránea, la Península Ibérica es un lugar idóneo para analizar los impactos del calentamiento global en la disponibilidad de recursos hídricos, pues numerosos autores han identificado reducciones importantes en la precipitación (e.g. de Luis *et al.*, 2010), en los recursos hídricos superficiales (e.g. Lorenzo-Lacruz *et al.*, 2013), así como la ampliación de las áreas áridas (Paniagua *et al.*, 2019). Generalmente, esos cambios observados en variables hidroclimáticas se han relacionado bien con la variabilidad de la circulación atmosférica a gran escala (e.g. Trigo *et al.*, 2004, López-Bustins *et al.*, 2008; Halifa-Marín *et al.*, 2021). No obstante, es conocido que multitud de factores afectan a la conversión de la precipitación en escorrentía, y esta, en recurso hídrico (Lorenzo-Lacruz *et al.*, 2013, Vicente-Serrano *et al.*, 2014). Para evaluar los cambios en los recursos hídricos, es necesario diferenciar aquellos que se ven modificados por las actividades humanas de aquellos que continúan en régimen natural (Vicente-Serrano *et al.*, 2014), debido a que la modificación de los cursos de agua y cuencas puede introducir incertidumbres alejadas de la variabilidad natural, que es fundamental de cara a optimizar la planificación hidrológica. Es claro que las cuencas hidrográficas han sido modificadas por el ser humano mediante

numerosas actuaciones (Morán-Tejeda *et al.*, 2010). No obstante, numerosas cuencas, generalmente de montaña, mantienen un comportamiento bajo régimen natural o cuasi-natural en la PI. Asimismo, en esas cuencas, se asumen incertidumbres asociadas a las características físicas de la cuenca como la permeabilidad del suelo, pendiente, cobertura del suelo, entre otras (Lorenzo-Lacruz *et al.*, 2013). En cuencas bajo régimen natural, Vicente-Serrano *et al.* (2014) relacionaron el descenso de los caudales y escorrentía con el incremento de la temperatura media y el consecuente cambio en la evapotranspiración real/potencial. Sin embargo, Gómez-Martínez *et al.* (2018) relacionaron la reducción de las aportaciones de cabecera de las cuencas orientales de la PI con el descenso abrupto de la precipitación. En el caso de Morán-Tejeda *et al.* (2010), identificaron cambios en la circulación atmosférica de larga escala y en la cobertura/uso del suelo como causas potenciales del descenso de las aportaciones en cabecera de las cuencas septentrionales de la PI. Por tanto, no existe consenso en la literatura científica para identificar las causas que determinan la variabilidad de los recursos hídricos en régimen natural de la PI. Dada la necesidad de establecer estrategias y políticas que contribuyan a mitigar los impactos del calentamiento global en la región mediterránea, es crucial ampliar el conocimiento en este campo, identificando las causas que han propiciado la reducción de los recursos hídricos, así como caracterizar correctamente cuencas hidrológicas en régimen natural para su estudio. Llevar a cabo ese estudio, analizando todos los factores implicados, es complejo.

Así, este trabajo se enfoca en las conexiones entre variables hidroclimáticas, concretamente en la precipitación, analizando su rol en la modulación de los recursos hídricos en régimen natural; con el objetivo de comprender la variabilidad reciente de las aportaciones en cuencas de cabecera. Asimismo, la evaluación de las conexiones entre la precipitación y las aportaciones en régimen natural se desarrollará con el objetivo de identificar patrones de recarga, aquellos modos de precipitación que generan mayor o menos recarga de los recursos hídricos en la PI. Por último, serán evaluadas las conexiones entre los cambios en la precipitación regional y patrones de teleconexión.

2. MÉTODOS

2.1 Datos

2.1.1 Datos hidrológicos: base de datos MONWIRES

En este estudio se ha creado la base de datos *Monthly Near-natural Water Inflows to Reservoirs of Spain* (MONWIRES), que incluye las series de aportación mensual en 92 embalses de cuencas hidrológicas en España. Las aportaciones se definen como las entradas de escorrentía superficial que llegan al embalse, por lo que no considera ni el flujo subsuperficial ni el subterráneo; así como tampoco es resultado del balance entre entradas y salidas durante ese mes. Esas series de aportaciones son provistas por el Ministerio de Transición Ecológica y Reto Demográfico, en el portal web del Anuario de Aforos (MITECO, 2021). MONWIRES se construye a partir de 379 series analizadas, de las que se han seleccionado aquellas que cumplen diferentes criterios geográficos: i) no existen alteraciones de la escorrentía superficial aguas arriba; ii)

las series de aportaciones deben contar con, al menos, 30 años no interrumpidos con datos; y iii) debe haber disponibles más de 40 años con datos, aunque sea de forma interrumpida.

2.1.2 Datos climáticos: precipitación en rejilla de AEMET

Asimismo, se han analizado las series de precipitación mensual de cada cuenca hidrológica MONWIRES. Estos datos de precipitación provienen de los datos en rejilla de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET, 2021). La resolución espacial es 0,05° por punto en la rejilla, lo que proporciona información de alta resolución.

2.1.3 Datos climáticos: índices de los patrones de teleconexión

Con el objetivo de analizar la conexión entre la variabilidad hidroclimática con la circulación atmosférica a gran escala, 11 patrones de teleconexión fueron analizados. Ciertamente, se podrían haber seleccionado otros muchos, como muestra el estudio de Martínez-Artigas *et al.* (2020), no obstante, la selección no es arbitraria puesto que se han considerado varios motivos: i) la disponibilidad de datos cubre el periodo de estudio; ii) la mayoría de estos índices son exclusivos del hemisferio norte, concretamente de la región Euro-Atlántica, por lo que son adecuados; y iii) se han analizado 3 modos de la ENSO-NINO dado el buen resultado que muestra en amplias regiones del planeta, aunque a priori, Europa no sea una de las regiones mejor conectadas con el fenómeno. Así, los patrones de teleconexión analizados son: la Oscilación del Atlántico Norte (NAO), la Oscilación del Ártico (AO), la Oscilación del Atlántico Este (EA), la Oscilación del Atlántico Este y Rusia Occidental (EAWR), la Oscilación Polar-Europa (POLEUR), la Oscilación de Escandinavia (SCAND), la Oscilación del Mediterráneo Occidental (WeMO), la Oscilación Multidecadal del Atlántico (AMO), y El Niño-La Oscilación del Sur bajo tres modos (ENSO-NINO12, ENSO-NINO3 y ENSO-NINO3.4). Estos datos se obtuvieron del portal *Climate Explorer* (KNMI, 2021); excepto el índice de WeMO (UB, 2021).

2.2 Procedimientos de análisis

2.2.1 Filtrado de los datos MONWIRES para el estudio

La base de datos MONWIRES cubre el periodo entre enero de 1940 y septiembre de 2017. No obstante, en este estudio se analizará el período comprendido entre octubre de 1951 y septiembre de 2017. Este primer filtro está condicionado por los datos de precipitación, que cubren el periodo 1951-2020. Por otra parte, aunque la base de datos incluye 92 series/cuencas de estudio, en este estudio sólo se analizarán 42, puesto que, a la vez que se simplifica el análisis, esas series son representativas de las cabezas de las grandes cuencas hidrológicas de la PI. Esas cuencas de estudio, denominadas por con el nombre del embalse receptor, se muestran en la Tabla 1. El 41 % las series de aportaciones disponen de datos desde 1952, mientras que el 76 % comienzan antes de 1960. Pero, completar esos huecos implicaría procedimientos de relleno que no son objetivo de este estudio. Además, los datos han soportado controles de calidad por el organismo oficial. No obstante, los valores perdidos tras el comienzo de las series son muy escasos, entre 0 y 4. Por último, en este estudio sólo se analizará el

acumulado de las aportaciones/precipitaciones observadas entre diciembre y marzo, dado que registra el ~60 % de las aportaciones anuales en promedio (Figura 1).

2.2.2 Extracción de las series de precipitación en cuencas

A partir de datos en rejilla, se obtuvieron las series de precipitación invernal en las cuencas MONWIRES: i) se calculó el acumulado mensual de precipitación mediante la función *stackApply sum*; ii) se extrajo la información/celdas comprendidas dentro de cada cuenca mediante la función *mask*; y iii) calculando el promedio espacial de precipitación mediante la función *cellStats* del paquete R Raster (Hijmans, 2021).

2.2.3 Análisis estadístico en las series hidroclimáticas MONWIRES

Para estimar la tendencia se utilizó la función *sen.slope* del paquete R Trend (Pohlert, 2018), que está recomendada en el análisis de series hidroclimáticas debido a su menor sensibilidad a los valores extremos. Se identificaron aquellos estimados de tendencia significativos, considerando un p-valor menor que 0,05. Asimismo, la correlación entre variables hidroclimáticas fue evaluada mediante el método de Pearson, empleando la función *cor.test* del paquete R Stats (R Core Team, 2018), cuyo resultado proporciona tanto el coeficiente de correlación como el p-valor asociado. El umbral de p-valor menor que 0,05 también fue considerado para identificar coeficientes de correlación significativos. En el análisis de la correlación, se eliminó la tendencia a las series mediante la función *detrend* del paquete R Pracma (Borchers, 2021).

Tabla 1. Información básica sobre las series MONWIRES analizadas en este estudio.

COD	NOMBRE EMB	LON	LAT	NA	NAr	Syr	COD	NOMBRE EMB	LON	LAT	NA	NAr	Syr
R1	AGUEDA	-6,48	40,53	2	2	1952	R22	LINARES	-3,56	41,53	0	0	1952
R2	ALLOZ	-1,94	42,71	1	1	1952	R23	OLIANA	1,29	42,09	8	1	1959
R3	ARQUILLO	-1,2	40,36	18	2	1968	R24	PALMACES	-2,94	41,05	3	3	1952
R4	BENAGEVER	-1,1	39,73	1	1	1952	R25	PENA	0,13	40,82	10	3	1959
R5	BENIARRES	-0,36	38,81	9	2	1959	R26	PENARROYA	-3,01	39,06	10	2	1960
R6	BERMEJALES	-3,89	37	3	0	1955	R27	PINTADO	-5,95	37,98	1	1	1952
R7	BOLERA	-2,9	37,76	16	0	1968	R28	PRADA	-7,04	42,31	10	1	1961
R8	BORBOLLON	-6,58	40,13	8	1	1959	R29	PUNTES	-1,82	37,73	0	0	1952
R9	BUBAL	-0,32	42,68	21	2	1971	R30	REGAJO	-0,53	39,89	8	0	1960
R10	BUENDIA	-2,78	40,4	3	0	1955	R31	REQUEJADA	-4,53	42,91	7	0	1959
R11	BURGOMILLODO	-3,89	41,34	4	4	1952	R32	RIVECERVERA	-4,53	42,87	0	0	1952
R12	BURGUILLO	-4,53	40,42	0	0	1952	R33	SALIME	-6,85	43,24	5	2	1955
R13	CHANDREJA	-7,39	42,26	7	0	1959	R34	SANTOLEA	-0,32	40,77	7	0	1959
R14	CIERVA	-1,49	38,06	0	0	1952	R35	TERESA	-5,6	40,67	4	1	1955
R15	CUERDA	-2,7	41,88	0	0	1952	R36	TOBA	-1,92	40,21	1	1	1952
R16	EBRO	-4,05	42,97	2	2	1952	R37	TRANCO	-2,8	38,17	0	0	1952
R17	FORATA	-0,86	39,34	17	0	1969	R38	TRANQUERA	-1,8	41,26	14	1	1965
R18	FUENSANTA	-2,21	38,39	0	0	1952	R39	VADO	-3,3	41	0	0	1952
R19	GALAN	-6,13	40,22	6	0	1958	R40	VELLON	-3,62	40,76	17	0	1969
R20	GUADALEST	-0,19	38,68	18	2	1968	R41	VILLAMECA	-6,07	42,65	2	0	1954
R21	GUADALMELLATO	-4,67	38,04	4	4	1952	R42	YESA	-1,18	42,62	10	2	1960

Leyenda: el código de referencia de cada embalse/cuenca (COD), el nombre del embalse/cuenca (NOMBRE EMB), coordenadas de los embalses de cuenca (LON y LAT), valores perdidos en el periodo 1952-2017 (NA), valores perdidos desde el año de inicial de cada serie (NAr), y el año de inicio de las series (Syr).

Fuente: MONWIRES a partir del Anuario de Aforos (MITECO, 2021). Elaboración propia.

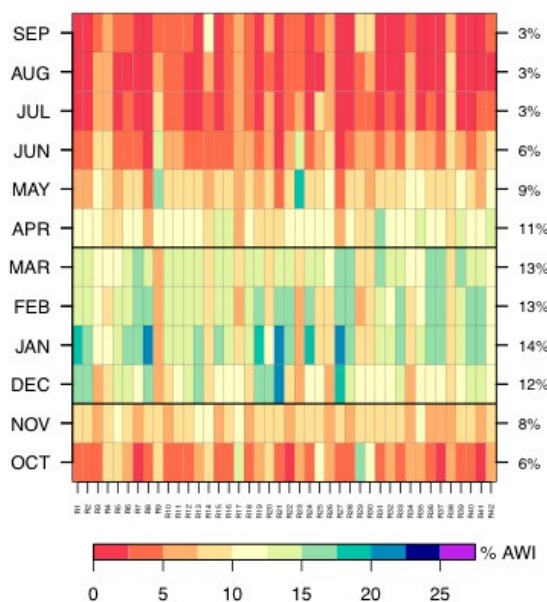
2.2.4 Definición de los escenarios de recarga de los embalses MONWIRES

Primero se identificaron los inviernos con aportaciones anómalamente positivas respecto a la aportación promedio para cada embalse. Obteniendo el porcentaje de embalses que han mostrado aportaciones anómalamente positivas (recarga) cada invierno. A partir de aquí, se definen 6 escenarios: i) el escenario de recarga severa y generalizada (SRWR), en el que más del 90 % de los embalses MONWIRES registraron aportaciones anómalamente positivas; ii) el escenario de recarga moderada y generalizada (MRWR), en el que recargan entre el 80 y 90 %; iii) el escenario de recarga normal (NRWR), en el que recargan entre el 60 y 79 %; iv) el escenario de sequía meteorológica leve (LMDWR), en el que recargan entre el 40 y 59 %; v) el escenario de sequía meteorológica moderada (MMDWR), en el que recargan entre el 20 y 39 %; y vi) el escenario de sequía meteorológica severa (SMDWR), en el que recargan menos del 20 %. Asimismo, el patrón de anomalías de precipitación fue analizado en cada escenario. La anomalía de precipitación se calculó como la diferencia entre la precipitación promedio durante los años de cada escenario, respecto al promedio de pre-

cipitación del periodo completo. Además, esta vez no sólo se calculó para las series de precipitación de las cuencas MONWIRES, sino en todo el territorio español de la PI. En este análisis también se utilizó la base de datos de precipitación en rejilla de AEMET, ya mencionada en la sección 2.1.2. Se representó la anomalía en toda la PI, a una resolución de 0.05°/celdilla, para visualizar y comprender mejor los patrones espaciales.

2.2.5 Análisis de la relación entre los escenarios de recarga y patrones de teleconexión
 Con el objetivo de establecer conexiones entre la recarga de los embalses MONWIRES y la circulación de larga escala: i) se analizó la correlación entre la frecuencia de embalses que registraron recarga y el promedio invernal de los índices de teleconexión; y ii) similar al método anterior, pero sólo en los inviernos que registraron escenario de sequía severa (SMDWR).

Figura 1. Hidrograma medio de las series de aportación MONWIRES analizadas.



Legenda: series en el eje Y, siguiendo la nomenclatura presentada en la Tabla 1. En color, el porcentaje de la aportación anual media (AWI) que se registra cada mes (filas, eje X izquierdo). Además, se incluyen los valores del hidrograma promedio (en el eje X derecho).

Fuente: MONWIRES a partir del Anuario de Aforos (MITECO, 2021). Elaboración propia.

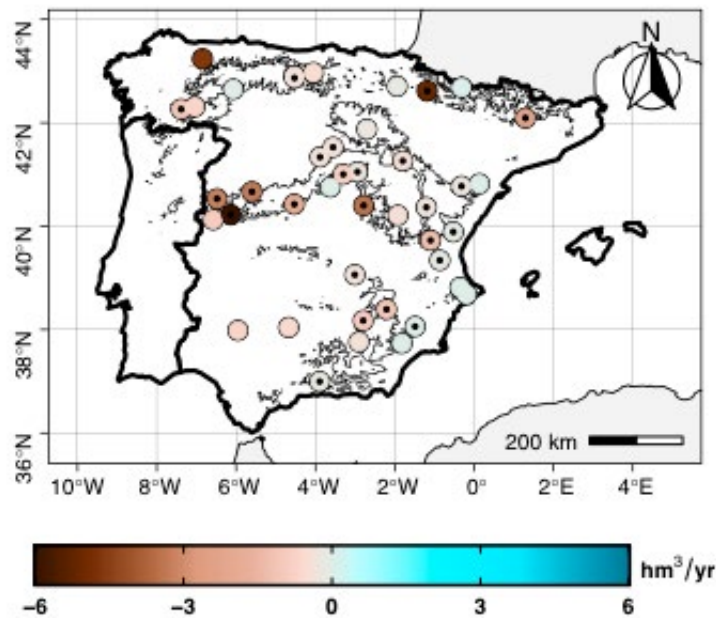
3. RESULTADOS

3.1 Tendencia en las series hidroclimáticas MONWIRES

El estudio de la tendencia en la base de datos MONWIRES se realizó para las aportaciones y precipitaciones bajo escala invernal. En el caso de las aportaciones (Figura 2), los estimados de tendencia mostraron un rango entre -6 hm³ y 0,03 hm³ por año. Asimismo, la tendencia fue negativa (positiva) en el 83 % (17 %) de las cuencas. Esa

tendencia fue significativa en el 57 % de las series, siendo significativamente positiva (negativa) en el 9 % (48 %). Por tanto, en casi la mitad de las series analizadas la tendencia fue significativamente negativa. Asimismo, las tendencias negativas destacaron en el centro/oeste de la PI, pero, en general, se dieron en todo el territorio. Por su parte, las tendencias positivas se observan en el arco mediterráneo, aunque también aparecen algunas cuencas en otras localizaciones de la PI. Asimismo, la Figura 3 muestra la tendencia de la precipitación invernal en las cuencas MONWIRES durante el período de estudio. En cuanto a las precipitaciones, los estimados de tendencia mostraron un rango entre $-4,23$ mm y $0,31$ mm por año. La tendencia fue negativa en el 79 % de las cuencas, por lo que fue positiva o neutral en el 21 %. No obstante, la tendencia en la precipitación invernal solo fue significativa en el 21 % de las cuencas, siempre con signo negativo. Al igual que sucede con las tendencias negativas de mayor magnitud en las aportaciones, la precipitación invernal mostró tendencia negativa significativa en el sector occidental de la PI. Asimismo, es adecuado destacar que el signo de la tendencia de ambas variables coincidió en el 78 % de las cuencas con signo negativo (tanto precipitación como aportaciones descendieron), mientras que la coincidencia fue con tendencia positiva en el 12 %. Así la tendencia de ambas variables tuvo signo opuesto en el 10 %, en un 5 % donde descendió la precipitación y aumentó la aportación, y ocurriendo el patrón contrario en otro 5 % de las cuencas.

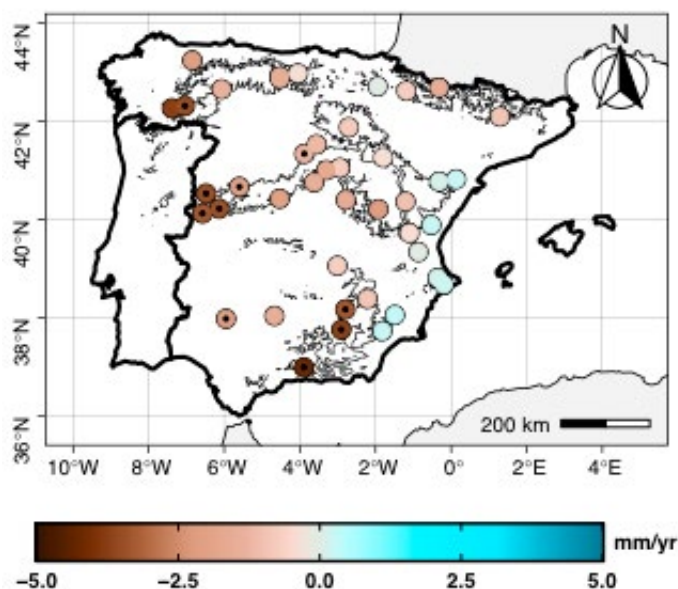
Figura 2. Sen's slope estimada en las series de aportación durante 1952-2017.



Leyenda: orografía en contornos (1000, 2000 y 3000 m). Puntos negros muestran valores significativos.

Fuente: MONWIRES a partir del Anuario de Aforos (MITECO, 2021). Elaboración propia.

Figura 3. Sen's slope estimada en las series de precipitación durante 1952-2017.

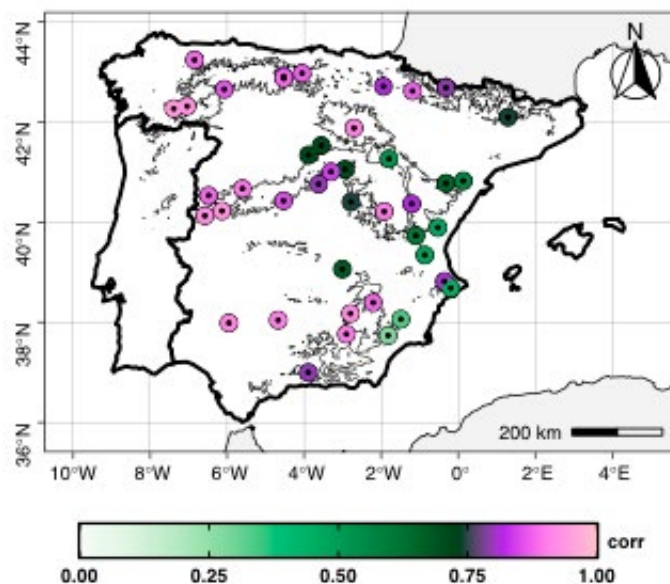


Leyenda: orografía en contornos (1000, 2000 y 3000 m). Puntos negros muestran valores significativos.

Fuente: MONWIRES a partir de AEMET (2021). Elaboración propia.

3.2 Correlación entre variables hidroclimáticas

La correlación entre la precipitación y las aportaciones en las cuencas MONWIRES mostró coeficientes significativos siempre, con un rango entre 0,26 y 0,94 (Figura 4). Mayor precipitación implica mayores aportaciones en todas las cuencas MONWIRES, como es lógico, por otra parte. Coeficientes mayores que 0,9 fueron encontrados en el 19 % de las cuencas, mientras que fueron mayores que 0,8 en el 57 % y mayores que 0,7 en el 76 %. Se observa una mayor correlación en cuencas del sector occidental y centro de la PI. Así, también es necesario destacar que en algunas cuencas orientales de la PI los coeficientes de correlación son más moderados (0,4-0,6), siendo incluso inferiores a 0,3 en el sureste de la PI. Por lo tanto, la relación entre las aportaciones y la precipitación es menor en el arco mediterráneo de la PI. Esa menor relación también se observa en el patrón de tendencias, puesto que la mayoría de las cuencas que tuvieron signo opuesto entre ambas variables se encontraban en ese sector de la PI.

Figura 4. Correlación entre la precipitación y aportaciones durante 1952-2017.

Leyenda: orografía en contornos (1000, 2000 y 3000 m). Puntos negros muestran valores significativos.

Fuente: MONWIRES a partir del Anuario de Aforos (MITECO, 2021). Elaboración propia.

3.3 Escenarios de recarga de los embalses MONWIRES

3.3.1 Escenarios de recarga observados en el periodo de estudio

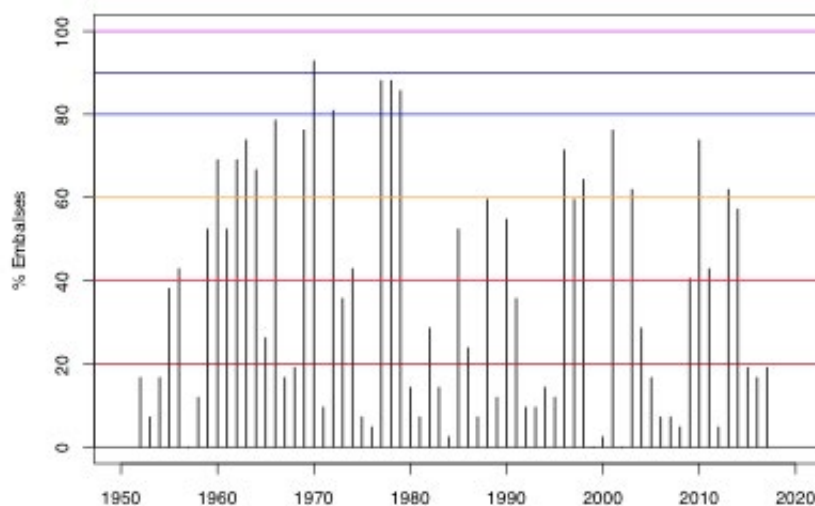
Los escenarios de recarga mostraron gran variabilidad temporal entre 1952 y 2017 (Figura 5). Se observa un solo año, 1970, en el que más del 90 % de los embalses registraron recarga (Escenario SRWR, definidos en la sección 2.2.3). Asimismo, en 4 inviernos, 1972, 1977, 1978 y 1979, se registró el escenario MRWR. Asimismo, el escenario de recarga normal (NRWR), se dio en 12 inviernos, 1960, 1962, 1963, 1964, 1966, 1969, 1996, 1998, 2001, 2003, 2010 y 2013. Por su parte, los inviernos bajo el escenario LMDWR se dieron en 1956, 1959, 1961, 1974, 1985, 1988, 1990, 1997, 2009, 2011 y 2014; mientras que el escenario MMDWR ocurrió en 1955, 1965, 1973, 1982, 1986, 1991, y 2004. Por último, el escenario SMDWR, el de menor recarga de recursos hídricos, ocurrió en los 31 años restantes, es decir, en el 47 % de los años estudiados, siendo el escenario más frecuente en el periodo de estudio. Además, se observa un periodo con una alta frecuencia de escenarios de recarga moderada, comprendido entre 1960 y 1979; mientras que el periodo comprendido entre 1980 y 1995 tuvo una alta frecuencia de escenarios con sequía meteorológica severa (Figura 5).

3.3.2 Anomalía de precipitación asociada a los escenarios de recarga

En primer lugar, el escenario SRWR refleja un patrón espacial oeste-este claro, con anomalías de precipitación positivas en toda la PI excepto en el litoral Mediterráneo (Figura 6). El siguiente escenario más idóneo para la generación de recursos hídricos, MRWR, muestra una anomalía positiva de precipitación de mayor magnitud que el escenario SRWR, ocurriendo anomalías de precipitación negativas sólo

en el litoral Cantábrico y Sureste. Asimismo, el escenario NRWR arroja un patrón espacial de anomalía pluviométrica similar al escenario MRWR, pero con anomalías positivas menos intensas. En cuanto al escenario LWDWR, muestra anomalías pluviométricas positivas, pero de baja intensidad, en todo el territorio de la PI. Por su parte, el escenario MMDWR, muestra un patrón de anomalías pluviométricas opuesto al escenario de mayor recarga, SRWR, dado que las anomalías negativas aparecen en el oeste-centro de la PI, mientras que en el sector oriental se dan anomalías positivas intensas. Y, por último, se observa el escenario SMDWR, en el que toda la PI se encuentra bajo anomalías pluviométricas negativas, excepto el litoral Cantábrico y Mediterráneo, al contrario que sucede con el escenario de recarga moderada, MRWR.

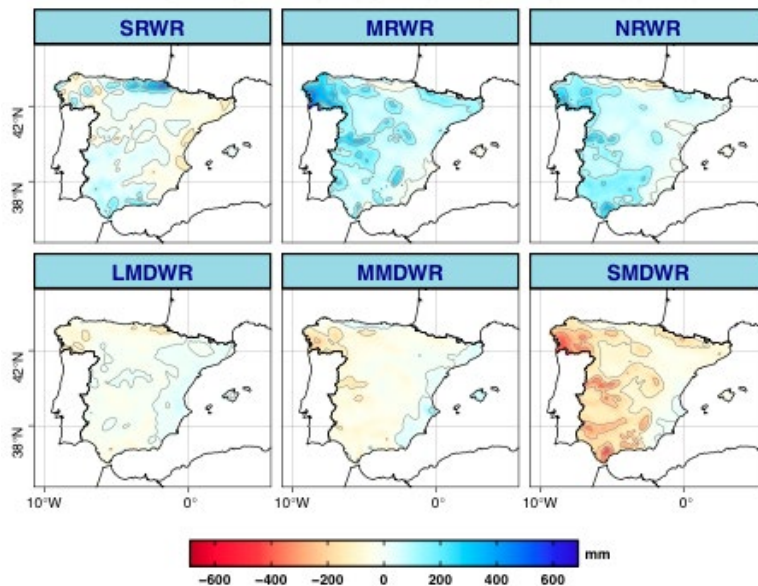
Figura 5. Serie de los escenarios de recarga en embalses MONWIRES durante 1952-2017.



Leyenda: umbrales máximos de cada escenario en líneas de color, siendo SRWR (violeta), MRWR (azul oscuro), NRWR (azul claro), LMDWR (naranja), MMDWR (rojo) y SMDWR (rojo oscuro).

Fuente: MONWIRES a partir del Anuario de Aforos (MITECO, 2021). Elaboración propia.

Figura 6. Anomalía de precipitación en los escenarios de recarga de los embalses MONWIRES.



Leyenda: contornos muestran los cortes de la escala de color. Anomalía respecto a la precipitación invernal media.

Fuente: MONWIRES a partir del Anuario de Aforos (MITECO, 2021) y AEMET (2021). Elaboración propia.

3.3.3 Influencia de los patrones de teleconexión

Los índices de patrones de teleconexión destacaron como buenos predictores de la magnitud de la recarga en los embalses MONWIRES: NAO y AO con un coeficiente de $-0,55$ y $-0,53$; EA con $0,42$ y SCAND con $0,38$ (Tabla 2). En cuanto a la correlación entre los índices y la recarga durante años bajo escenario SMDWR, sólo un índice destacó por su potencial predictivo, NINO3.4 con un coeficiente $0,34$ (p-valor de $0,06$), aunque la señal no fue significativa.

Tabla 2. Correlación entre el porcentaje de embalses con recarga e índices de teleconexión.

	NAO	WeMO	EA	EAWR	SCAND	POLEUR	AO	AMO	NINO12	NINO3	NINO3.4
TOTAL	-0.55	-0.08	0.42	-0.2	0.38	-0.06	-0.53	0.00	0.02	0.12	0.14
SMDWR	0.10	0.16	0.04	0.08	0.00	0.23	0.04	0.05	0.17	0.29	0.34

Leyenda: en negrita, valores de correlación significativos (p-valor menor que 0,05). TOTAL muestra los coeficientes en el período completo y SMDWR los coeficientes sólo considerando los años en los que se dio sequía meteorológica severa.

Fuente: MONWIRES a partir del Anuario de Aforos (MITECO, 2021), KNMI (2021) y UB (2021). Elaboración propia.

4. DISCUSIÓN

4.1 Reducción de las aportaciones y precipitación en la España Atlántica

Los resultados mostraron una relación intensa entre la precipitación y las aportaciones en las cuencas MONWIRES. Como cabía esperar, la correlación entre la pre-

precipitación y las aportaciones fue positiva y significativa. En ese sentido, es necesario recordar que la tendencia de la precipitación y aportaciones coincidió en el 90 % de las cuencas, siendo con signo negativo en el 78 %, siguiendo un patrón oeste/este, en el que la franja occidental y centro soportan las reducciones y el arco mediterráneo los incrementos. Por tanto, el patrón espacial de las correlaciones de mayor magnitud coincide con las tendencias negativas más importantes. Así, esos resultados exponen que la mayor reducción de las aportaciones se ha observado en aquellas cuencas donde se ha encontrado mayor dependencia de las aportaciones con la precipitación invernal. Obviamente, otros factores contribuyen en la conversión de la precipitación a escorrentía, pero al menos en esas cuencas, no parecen determinantes. Esas cuencas se encuentran en el sector occidental y centro de la PI. Es bien conocido que la precipitación invernal en esa área está modulada por la influencia de NAO, como fue descrito por Trigo *et al.* (2004). No obstante, el sector mediterráneo escapa a ese efecto modulador de la NAO, donde otros patrones de teleconexión dan mejor resultado, como WeMO (e.g. López-Bustins *et al.*, 2008; Martínez-Artigas *et al.*, 2020; Halifa-Marín *et al.*, 2021). Esa conexión entre la reducción de la precipitación invernal y las aportaciones, todo ello bajo la modulación de NAO, fue descrita por Gómez-Martínez *et al.* (2018) en la cabecera de las cuencas del Júcar y Turia, en del sector centro-oriental de la PI. Esos autores preliminarmente asociaron esa caída de las aportaciones/precipitación a una mayor frecuencia de NAO+ desde 1980; algo que las conclusiones de Halifa-Marín *et al.* (2021) también confirmaron para la precipitación invernal en el sur de la PI. De acuerdo con sus conclusiones, NAO moduló el cambio abrupto de la precipitación invernal en amplias áreas de la PI desde 1979, aunque las causas físicas de ese cambio en NAO no fueron dilucidadas. Los resultados de este estudio coinciden con ellos, pues el índice de NAO mostró una correlación intensa con la recarga de los embalses MONWIRES. Futuros trabajos deben intentar dar claridad a las causas físicas que pueden haber motivado ese cambio abrupto en NAO, con su consecuente impacto sobre variables hidroclimáticas en la PI.

5. CONCLUSIONES

La evolución de los recursos hídricos en régimen natural fue analizada en 42 cuencas hidrológicas de cabecera de la PI, incluidas en la base de datos MONWIRES. La tendencia de la precipitación invernal fue negativa en la mayoría de las cuencas, especialmente en el oeste y centro de la PI. Un patrón similar fue encontrado para las aportaciones invernales. Así, la correlación entre ambas variables fue positiva, significativa, y en muchos casos, intensa. Por otra parte, se analizaron una serie de escenarios de recarga, evaluando la variabilidad de los recursos hídricos en el periodo de estudio, considerando a la PI como una única cuenca para generar reservas. Se observó un periodo húmedo, en el que la mayoría de los embalses MONWIRES recargaban sus reservas en invierno, durante 1960-1979. Asimismo, un período en el que la recarga escasa fue generalizada ocurrió entre 1980 y 1995. Además, se analizó la precipitación asociada a cada escenario. En el caso del escenario de sequía meteorológica severa (SMDWR), el patrón mostró anomalías negativas de precipitación en todo el territorio de la PI, excepto en su litoral mediterráneo y cantábrico. Por último, se es-

tudió la relación de esos escenarios de recarga con patrones de teleconexión. NAO y AO se mostraron como los mejores índices para predecir la recarga de recursos hídricos en la PI; así como ENSO para predecir la ocurrencia de años con SMDWR, aunque en este caso, la señal no fue estadísticamente significativa.

6. BIBLIOGRAFÍA

- AEMET (2021). Base de datos de precipitación en rejilla (versión 2). Retrieved from http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/cambio_climat/datos_diarios?w=2
- BORCHERS, H. W., 2021. PRACMA: PRACTICAL NUMERICAL MATHS FUNCTIONS. R PACKAGE VERSION 2.3.3. URL: HTTPS://CRAN.R-PROJECT.ORG/WEB/CHECKS/CHECK_RESULTS_PACMA.HTML
- DE LUIS, M., BRUNETTI, M., GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C., LONGARES, L. A., & MARTIN-VIDE, J., 2010. CHANGES IN SEASONAL PRECIPITATION IN THE IBERIAN PENINSULA DURING 1946-2005. *GLOBAL AND PLANETARY CHANGE*, 74, 27-33. DOI: 10.1016/J.GLOPLACHA.2010.06.006
- EEA (2021). Meteorological and Hydrological droughts in Europe. Retrieved from <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/river-flow-drought-3/assessment>
- GIORGI, F., 2006. CLIMATE CHANGE HOT-SPOTS, *GEOPHYS. RES. LETT.*, 33, L08707. DOI: 10.1029/2006GL025734
- GÓMEZ-MARTÍNEZ, G., PÉREZ-MARTÍN, M. A., ESTRELA-MONREAL, T., & DEL-AMO, P., 2018. NORTH ATLANTIC OSCILLATION AS A CAUSE OF THE HYDROLOGICAL CHANGES IN THE MEDITERRANEAN (JÚCAR RIVER, SPAIN). *Water Resources Management*, 32(8), 2717-2734. DOI: 10.1007/s11269-018-1954-0
- HALIFA-MARÍN, A., LORENTE-PLAZAS, R., PRAVIA-SARABIA, E., MONTÁVEZ, J. P., & JIMÉNEZ-GUERRERO, P. (2021). Atlantic and Mediterranean influence promoting an abrupt change in winter precipitation over the southern Iberian Peninsula. *Atmospheric Research*, 253, 105485. DOI: 10.1016/j.atmosres.2021.105485
- HIJMANS, R. J., 2021. RASTER: GEOGRAPHIC DATA ANALYSIS AND MODELING. R PACKAGE VERSION 3.4.13. URL: <HTTPS://CRAN.R-PROJECT.ORG/WEB/PACKAGES/RASTER/RASTER.PDF>
- KMNI (2021). Climate Explorer. Retrieved from <https://climexp.knmi.nl/start.cgi>
- LÓPEZ-BUSTINS, J. A., MARTIN-VIDE, J., AND SANCHEZ-LORENZO, A., 2008. IBERIA WINTER RAINFALL TRENDS BASED UPON CHANGES IN TELECONNECTION AND CIRCULATION PATTERNS. *GLOBAL AND PLANETARY CHANGE*. DOI: 10.1016/J.GLOPLACHA.2007.09.002
- LORENZO-LACRUZ, J., VICENTE-SERRANO, S. M., GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C., LÓPEZ-MORENO, J. I., & CORTESI, N. (2013). Hydrological drought response to meteorological drought in the Iberian Peninsula. *Climate Research*, 58(2), 117-131. DOI: 10.3354/cr01177
- MARTÍNEZ-ARTIGAS, J., LEMUS-CÁNOVAS, M., & LOPEZ-BUSTINS, J. A., 2020. PRECIPITATION IN PENINSULAR SPAIN: INFLUENCE OF TELECONNECTION INDICES AND SPATIAL REGIONALIZATION. *INTERNATIONAL JOURNAL OF CLIMATOLOGY*. DOI: 10.1002/JOC.6770
- MITECO (2021). Anuario de Aforos. Retrieved from <https://sig.mapama.gob.es/redes-seguimiento/>
- MORÁN-TEJEDA, E., CEBALLOS-BARBANCHO, A., & LLORENTE-PINTO, J. M. (2010). Hydrological response of Mediterranean headwaters to climate oscillations and land-cover changes: The mountains of Duero River basin (Central Spain). *Global and Planetary Change*, 72(1-2), 39-49. DOI: 10.1016/j.gloplacha.2010.03.003

- PANIAGUA, L. L., GARCÍA-MARTÍN, A., MORAL, F. J., & REBOLLO, F. J. (2019). Aridity in the Iberian Peninsula (1960–2017): distribution, tendencies, and changes. *Theoretical and Applied Climatology*, 138(1), 811–830. DOI: 10.1007/s00704-019-02866-0
- POHLERT, T., 2018. TREND: NON-PARAMETRIC TREND TESTS AND CHANGE-POINT DETECTION. R PACKAGE VERSION 1.1.1. URL: [HTTPS://CRAN.R-PROJECT.ORG/PACKAGE=TREND](https://cran.r-project.org/package=trend)
- POLADE, S. D., GERSHUNOV, A., CAYAN, D. R., DETTINGER, M. D., & PIERCE, D. W. (2017): Precipitation in a warming world: Assessing projected hydro-climate changes in California and other Mediterranean climate regions. *Scientific reports*, 7(1), 1–10. DOI: 10.1038/s41598-017-11285-y
- R CORE TEAM: R, 2018. A LANGUAGE AND ENVIRONMENT FOR STATISTICAL COMPUTING. R FOUNDATION FOR STATISTICAL COMPUTING, VIENNA, AUSTRIA. URL: [HTTPS://WWW.R-PROJECT.ORG/](https://www.r-project.org/)
- TRIGO, R. M., POZO-VÁZQUEZ, D., OSBORN, T. J., CASTRO-DÍEZ, Y., GÁMIZ-FORTIS, S., & ESTEBAN-PARRA, M. J., 2004. NORTH ATLANTIC OSCILLATION INFLUENCE ON PRECIPITATION, RIVER FLOW AND WATER RESOURCES IN THE IBERIAN PENINSULA. *INTERNATIONAL JOURNAL OF CLIMATOLOGY*, 24(8), 925–944. DOI: 10.1002/joc.1048
- UB (2021). Western Mediterranean Oscillation Index. Retrieved from <http://www.ub.edu/gc/wemo/>
- VICENTE-SERRANO, S. M., LOPEZ-MORENO, J. I., BEGUERÍA, S., LORENZO-LACRUZ, J., SANCHEZ-LORENZO, A., GARCÍA-RUIZ, J. M., ... & ESPEJO, F. (2014). Evidence of increasing drought severity caused by temperature rise in southern Europe. *Environmental Research Letters*, 9(4), 044001. DOI: 10.1088/1748-9326/9/4/044001/meta

ANÁLISIS DE LA INCIDENCIA DEL EPISODIO DE LLUVIAS OROGRÁFICAS DEL 14 AL 19 DE NOVIEMBRE DE 2018 EN LA REGIÓN DE MURCIA

Juan Antonio Amor-Jiménez¹

1. Master en Geofísica y Meteorología. Universidad de Granada. juanamor@correo.ugr.es

Javier Martí-Talavera²

2. Instituto Interuniversitario de Geografía. Universidad de Alicante. jmt25@alu.ua.es

Víctor Ruíz-Álvarez³

3. Departamento de Geografía. Universidad de Murcia. victor.ruiz1@um.es

Resumen

El episodio de lluvias orográficas acontecido entre los días 14 y 19 de noviembre de 2018, fue uno de los más significativos acaecidos en el sureste peninsular durante las dos últimas décadas. En el presente trabajo, se analiza la incidencia de dicho suceso en la Región de Murcia, poniendo especial énfasis en los relieves centrales de este ámbito territorial. Este evento estuvo propiciado en primer lugar por una Depresión Aislada en Niveles Altos (DANA), cuyo centro se situó en el norte Argelia y mar de Alborán, con la presencia de vientos de levante de gran recorrido marítimo, cuyo aporte se prolongó hasta el día 19 de noviembre. A partir de los registros de más de 100 observatorios, pertenecientes a diferentes organismos públicos y redes de aficionados a la meteorología, se ha confeccionado un mapa de la precipitación acumulada durante el episodio y otro de anomalía pluviométrica del otoño de 2018, que tuvo un carácter muy húmedo en gran parte del ámbito de estudio. Los mayores valores pluviométricos se registraron en los sistemas montañosos centrales (sierras de Lavia, Cambrón, Pedro Ponce y Espuña), donde se superaron puntualmente los 250 l/m², y los 400 l/m² en el periodo estacional. En definitiva, se trata de poner de manifiesto el papel de los relieves citados frente a este tipo de configuraciones atmosféricas, dado que debido a la ausencia de pluviométricos apenas se ha podido analizar en situaciones pasadas.

Palabras clave: precipitaciones, orografía, DANA, Región de Murcia.

Abstract

The orographic rain episode that occurred between November 14 and 19, 2018, was one of the most significant that occurred in the southeast of the peninsula during the last two decades. In the present work, the incidence of this event in the Region of Murcia is analyzed, placing special emphasis on the central reliefs of this territorial area. This event was caused in the first place by an Isolated Depression in High Levels (DANA), whose center was located in the north of Algeria and the Alboran Sea, with the presence of east winds of great maritime route, whose contribution lasted until the day November 19th. From the records of more than 100 observatories, belonging to different public organizations and networks of meteorology amateurs, a map of

the accumulated precipitation during the episode and another of the rainfall anomaly of the autumn of 2018, which had a character very humid in much of the study area. The highest accumulated were recorded in the central mountainous systems (Lavia, Cambrón, Pedro Ponce and Espuña mountain ranges), where 250 l / m² were punctually exceeded, and 400 l / m² in the seasonal period. In short, it is a question of highlighting the role of the reliefs mentioned in the face of this type of atmospheric configurations, given that due to the absence of rain gauges it has hardly been possible to analyze in past situations.

Keywords: precipitation, orography, DANA, Region of Murcia

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Estado de la cuestión

Una de las principales características que condicionan el clima del sureste de la península ibérica es la presencia cíclica de episodios de precipitaciones asociados a Depresiones Aisladas en Niveles Altos (DANAs). Sin embargo, es necesario destacar, que no por ello, cualquier episodio con fuertes precipitaciones tiene que tratarse de tal fenómeno, y que éste tampoco tiene porque derivar siempre en importantes episodios de precipitación (Martín-Vide, 1989; Martín-León, 2018). Dentro de este aspecto, juegan un papel fundamental los medios de comunicación que han tergiversado y simplificado dicho término, acuñándolo en cualquier situación de lluvias intensas sea producido por ese embolsamiento de aire frío o no (Gil-Olcina, 2009). En las últimas décadas se ha asociado a este tipo de episodios con catástrofes, desastres e inundaciones, dejando a un lado la importancia hídrica de este evento.

Los trabajos encaminados al estudio de este fenómeno y sus efectos son amplios. Dentro del ámbito técnico destaca el trabajo de Martín-León (2003), que sentaría el precedente de denominar a estas situaciones como DANAs, y no con el término de “gota fría”. Castillo-Requena (1973) sería uno de los primeros en investigar sobre como afectaba pluviométricamente este suceso dentro de la España peninsular, así como Font-Tullot (1983) y García de Pedraza (1983), aunque centrándose en el ámbito mediterráneo. Numerosos son los artículos que muestran el carácter convectivo de este fenómeno y de sus consecuencias, sobre todo en aquellos episodios que han derivado en riadas e inundaciones (Capel-Molina, 2000). Sin embargo, no siempre, o al menos en su totalidad, todas las precipitaciones producidas por estas perturbaciones, están asociadas a la convección. Quereda-Sala (1989) detalla la importancia de los efectos orográficos en el clima del levante español y Sánchez y Jaén (2017) muestran la influencia que ejerce la orografía y la dirección del viento a la hora de concentrar la precipitación en algunos puntos del mediterráneo español, como San Javier (Murcia), Barx (Valencia) y Lluç (Islas Baleares). Llasat-Botija (1990) analiza distintos episodios de fuertes precipitaciones de la segunda mitad del siglo XX desde dos ámbitos, el convectivo, a partir de la inestabilidad convectiva, y el orográfico, utilizando la dirección del viento dominante. Además, cabe destacar el papel de los denominados ríos atmosféricos mediterráneos en este tipo de episodios. En Lorente-Plazas *et al.*,

(2020), se demuestra un aumento de frecuencia de este tipo de acontecimientos meteorológicos, en las cuencas del mediterráneo occidental.

El principal objetivo de este trabajo es analizar el episodio de lluvias orográficas acontecido entre el 14 y 19 de noviembre de 2018, que tuvo especial incidencia en los sistemas montañosos del interior de la Región de Murcia. Con ello se pretende examinar y poner de manifiesto el papel de los relieves centrales frente a este tipo de configuraciones atmosféricas, ya que apenas se ha podido examinar debido a la ausencia de estaciones meteorológicas en dicha zona durante décadas pasadas.

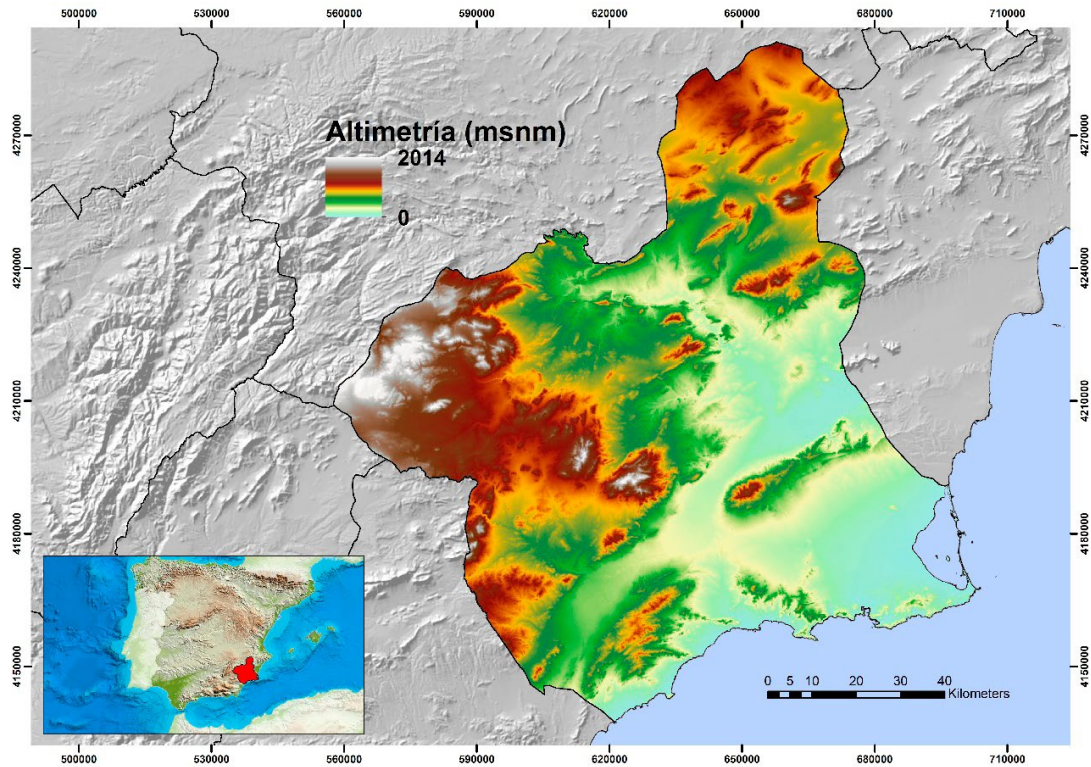
2. METODOLOGÍA

Para la realización del análisis del evento pluviométrico, se han utilizado un total de 182 pluviómetros, distribuidos espacialmente a lo largo de la Región de Murcia y algunas áreas de provincias limítrofes (como apoyo en el proceso de interpolación espacial). Los registros han sido obtenidos de diferentes organismos públicos (Agencia Estatal de Meteorología- AEMET, Sistema de Información Agrario de Murcia- SIAM, Sistema Automático de Información Hidrológica- Confederación Hidrográfica del Segura-SAIH) y redes de aficionados (Meteoclimatic, Wunderground, FROSTSE y AMETSE). En lo referido, al análisis de la anomalía de precipitación durante el otoño de 2018, el número de registros pluviométricos se reduce a 55, ya que para el cálculo de las anomalías se utiliza el periodo temporal 1981-2010 como referencia. La técnica de interpolación espacial utilizada para la realización de los mapas pluviométricos ha sido "Inverse Distance Weighted (IDW), ya que es el método más eficaz para cartografiar eventos pluviométricos con gran irregularidad espacial, como es el caso analizado.

3. ÁREA DE ESTUDIO

El siguiente trabajo se ha desarrollado a partir del área de estudio localizada en el sureste de la península ibérica, concretamente en la Región de Murcia. Dicha ubicación se encuentra entre el paralelo 38° y 37°, cuyo territorio alcanza una extensión total de 11.313 km². Dicha área queda limitando por 4 provincias: en su parte occidental por Almería y Granada (Andalucía); en el norte por Albacete (Castilla La Mancha); en su franco más oriental por Alicante (Comunidad Valenciana); y por el sur quedando bañada por el Mar Mediterráneo (figura 1).

Figura 1. Área de estudio



Fuente: Elaboración propia.

La Región de Murcia, se sitúa dentro de uno de los sistemas morfoestructurales más complejos de la Península Ibérica: las Cordilleras Béticas, cadena de plegamiento alpino que se extiende desde las costas de Cádiz hasta el sur de la región valenciana (Conesa-García, 2006). Desde el punto de vista topográfico, la región se encuentra ante un territorio muy accidentado, convirtiéndolo en un lugar singular de gran importancia paisajística. Como bien indica Romero-Díaz (2007), existe un importante contraste orográfico con sierras más o menos aisladas que adquieren mayor altitud hacia el noroeste, alternándose con en el resto del área de estudio con valles, depresiones y altiplanos.

La configuración orográfica adopta un comportamiento altitudinal que descien- de en sentido NW-SE. De esta manera, los relieves más elevados quedan localizados en la comarca del NW, siendo en esta zona donde las montañas alcanzan altitudes superiores a los 1400 msnm, como por ejemplo la Sierra del Gavilán, Sierra de los Álamos, Villafuerte, incluyendo el techo de la Región de Murcia, Pico de los Obispos, situado en el Macizo de Revolcadores con sus 2019 metros de altitud. Por otro lado, en el centro regional se sitúan otros relieves de vital importancia para el reparto y distribución espacial de las precipitaciones, principalmente ante situaciones de advecciones mediterráneas (Capel- Molina, 1983). Estos sistemas montañosos alcanzan sus cumbres por encima de los 1200 metros sobre el nivel del mar, como son la Sierra de Burete Lavia, Cambrón y Sierra Espuña.

A lo que respecta a la climatología, la Región de Murcia se encuentra ante una amplia variedad climática en todo su territorio, con una gran cantidad de climas locales, con un clima mediterráneo semiárido. Entre los rasgos más característicos destaca la importante insolación anual, la irregularidad de las precipitaciones, y la sequía estival. Durante gran parte del año se halla sometida a la acción del abrigo aerológico que en ella ejerce el anticiclón de las Azores, responsable de largos e intensos periodos secos (Gil-Olcina, 2007). Las precipitaciones más importantes provienen de situaciones de advecciones mediterráneas, relacionados a DANAs (Depresiones Aisladas en Niveles Altos), o como popularmente se conoce como “Gota Fría”, siendo muy notorio el flujo marítimo y la exposición para la intensidad de las precipitaciones, y que en ocasiones logran ser de carácter torrencial. Los máximos pluviométricos medios oscilan en torno a los 500 l/m² en puntos del Noroeste, y mínimos por debajo de 250 l/m² en el extremo sur-occidental de la región. Como el resto de las regiones de la vertiente mediterránea española, el clima de la Región de Murcia presenta una alta variabilidad estacional: inviernos rigurosos en el interior y suaves en la costa, veranos cálidos y secos, y máximos pluviométricos durante los equinoccios, especialmente intensos en otoño (Martín-Vide y Olcina-Cantos, 2001).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

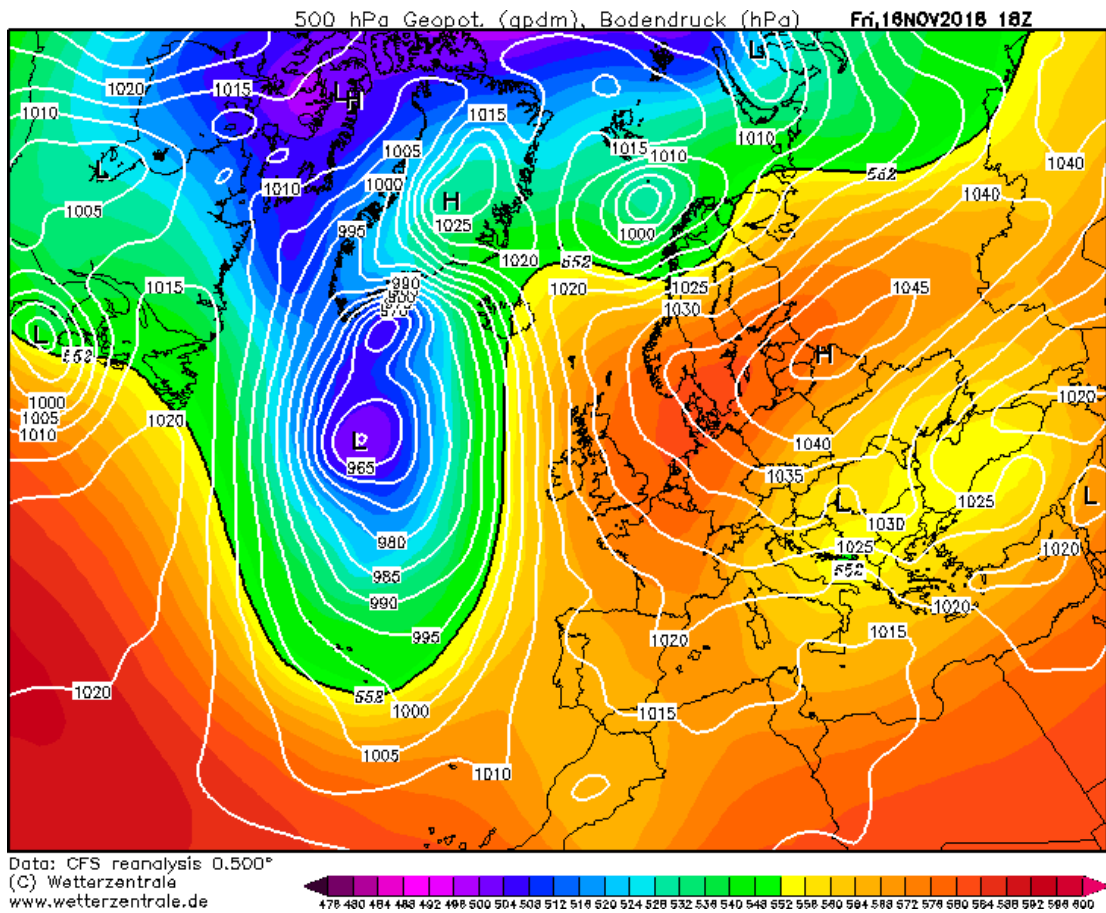
Entre los días 14 y 19 de noviembre de 2018, se produjo una situación de lluvias intensas en el sureste peninsular y levante peninsular. En zonas de las comarcas valencianas de la Safor y Ribera Alta se superaron puntualmente los 400 l/m² durante el episodio (datos registrados por la Asociación Valenciana de Meteorología- AVAMET). En el interior de la Región de Murcia este episodio tuvo especial incidencia. La formación en días previos de una Depresión Aislada en Niveles Altos (DANA) sobre el Golfo de Cádiz y Mediterráneo Occidental, generaron precipitaciones orográficas importantes que dejaron acumulados puntuales de más de 250 l/m² en los relieves centrales de la región.

La formación de esta DANA, tuvo su origen tras la ondulación del Jet Stream el día 12 de noviembre, formando una vaguada en el Atlántico sobre la vertical de Portugal. El día 13, esta vaguada derivó al descuelgue de un embolsamiento de aire frío, y su posterior desvinculación de la circulación zonal. Durante los días 14 y 15, el núcleo de la gota fría o DANA se situaba en el norte de Marruecos y Argelia quedando totalmente aislada, dejando precipitaciones en el extremo sureste peninsular. Ante esta situación sinóptica, se suma uno de los aspectos fundamentales para la génesis de precipitaciones intensas y de carácter orográfico, un flujo muy marcado de vientos en capas bajas de aire muy húmedo, aportando bastante humedad a los relieves centrales como son Sierra de Lavia, Cambrón y Espuña, viéndose obligado el aire a ascender al encontrarse con los obstáculos montañosos, y generando consigo las intensas precipitaciones de origen orográficas.

Un río atmosférico que es transportado desde el Mediterráneo central hacia la Región de Murcia durante los días 15 y 16 (figura 2), que a su vez coincide durante el día 16 y 17 con el paso de un sistema frontal provocando el desplazamiento y su posterior incorporación de ese embolsamiento de aire frío a la circulación general. La

DANA presentaba a 500 hPa una temperatura en torno a los -22°C , durante los días 14 y 15 de noviembre, con una anomalía importante a 5730 metros sobre el nivel del mar. En la figura 2 se expone la configuración sinóptica del día 16 de noviembre, día en el que las lluvias orográficas fueron más intensas, debido al marcado flujo de levante. Este día se originó un intenso río atmosférico mediterráneo.

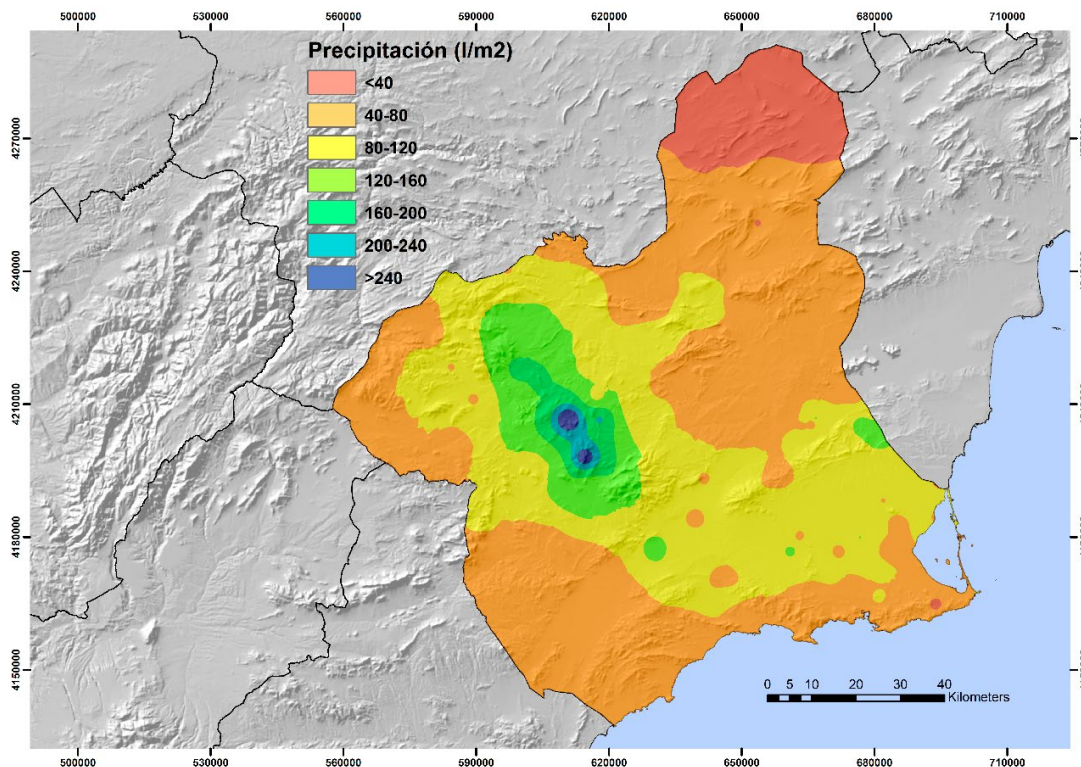
Figura 2. Configuración sinóptica del 16 de noviembre de 2018.



Fuente: Wetterzentrale

Una vez realizada, una breve descripción de la configuración atmosférica que desencadenó el episodio de lluvias intensas, se procede a analizar la distribución espacial de las precipitaciones en la Región de Murcia durante los 6 días de duración del episodio (figura 3). En la tabla 1 se exhiben las diez estaciones que registraron un mayor acumulado, reflejándose una serie de características (municipio, altitud, organismo y subcuenca hidrográfica).

Figura 3. Distribución de la precipitación durante los días 14-19 de noviembre 2018.



Fuente: Elaboración propia a partir de los registros pluviométricos de diferentes organismos públicos y redes de aficionados

Tabla 1. Principales acumulados de precipitación

Estación	Municipio	Altitud (msnm)	Organismo	Acumulado (l/m2)	Subcuenca
Sierra Lavia	Cehegín	748	Meteoclimatic	269,6	Mula
La Selva	Mula	1510	AMETSE	248,6	Mula
Pinar Hermoso	Mula	678	SAIH SEGURA	202,6	Mula
Cehegín-Urbano	Cehegín	560	Wunderground	182,1	Argos
Caravaca- Urbano	Caravaca	625	Wunderground	176,1	Argos
Venta Ulea	Moratalla	456	SIAM	153,7	Alhárabe
Moratalla- Urbano	Moratalla	620	Wunderground	140,6	Alhárabe
Lebor	Totana	236	SIAM	140,1	Guadalentín
La Torrecica	Cehegín	507	SIAM	138,8	Argos
Cabezo Plata	Murcia	125	SIAM	134,1	Segura

Fuente: Elaboración propia a partir de los registros pluviométricos de diferentes organismos públicos y redes de aficionados.

Como ya ha sido mencionado la zona de los relieves centrales (sierras de Burete, Lavia, Cambrón, Espuña, Gavilán, Álamos, etc.) con altitudes superiores a los 1200 msnm, fue con mucha diferencia el área con mayor acumulado en la Región de Murcia. Estos sistemas montañosos se encuentran muy expuestos a los vientos de levante de gran recorrido marítimo. Las subcuencas hidrográficas del río Segura más afectadas fueron las correspondientes a los ríos Mula, Argos, Quípar y Alhárabe. En general, en toda esta área se rebasaron los 120 l/m². En algunas zonas de la cabecera de la subcuenca del río Mula, se superaron los 200 l/m², destacando los datos de Sierra de Lavia con 269,6 l/m² y La Selva con 248,6 l/m². Dentro el episodio, destaca el día 16 con registros superiores a los 100 l/m² en zonas como Sierra de Lavia con 108,8 l/m².

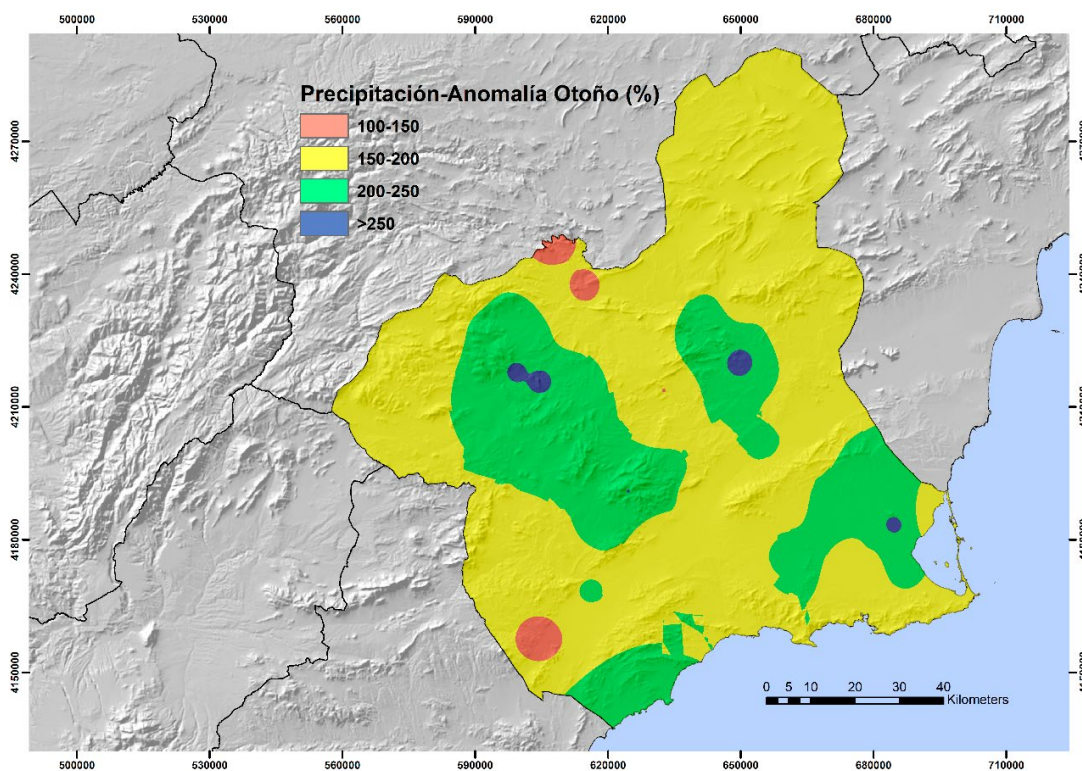
En Marco-Ortega *et al.*, (2018), se expone que la mayor parte de los episodios de precipitación intensa en la Región de Murcia, se asocian con advecciones del Este en superficie, siendo las más frecuentes las direcciones E y ENE. Estos autores distinguen un total de cinco patrones de distribución de precipitación intensa máxima en la Región de Murcia. Uno de ellos, focaliza el máximo de precipitación en los relieves del centro e interior oeste, como es el caso del episodio analizado. Son relieves que están muy expuestos a las advecciones de levante, y por tanto los episodios de lluvias orográficas son muy significativos. Marco Ortega *et al.*, (2018) señalan que una de las principales características de este tipo de episodios, es que en su conjunto son los menos torrenciales en cuanto a la concentración de las precipitaciones en un pico máximo puntual. Sin embargo, presentan acumulados generales de precipitación más altos. Este rasgo es positivo desde un punto de vista hidrológico, ya que las crecidas de los ríos se pueden controlar de un modo mucho más efectivo que las crecidas acontecidas en las subcuencas prelitorales y litorales que presentan una torrencialidad mucho más elevada. Por tanto, en este tipo de episodios las pérdidas económicas acontecidas por las crecidas de los ríos suelen ser poco cuantiosas, como es el caso del episodio analizado. En el mismo, la crecida de los ríos Mula, Argos, Quípar y Alhárabe (afluentes de la margen derecha del río Segura), pudo ser controlada sin ningún problema. Todos estos ríos, cuentan con un embalse en su cuenca baja antes de desaguar en el río Segura.

Una clara muestra de la significancia de este episodio en los relieves interiores, se encuentra en la serie longeva de Caravaca (1933-2021), ya que dicho evento se sitúa como el cuarto episodio de cinco días de mayor acumulado de precipitación, tan solo por detrás de los episodios de abril de 1946, octubre de 1948 y diciembre de 2016. Este hecho es extrapolable a otras series longevas cercanas como Cehegín. Por último, cabe destacar que, en gran parte del litoral, extremo occidental y especialmente en la comarca del Altiplano, dicho evento tuvo poca significancia. Son áreas que no se encuentran también expuestas a los vientos de levante de gran recorrido marítimo.

Por otra parte, se lleva a cabo un análisis de las anomalías de precipitación registradas durante el otoño de 2018 con respecto al periodo de referencia 1981-2010. En todo el territorio de la Región de Murcia, se presenta una anomalía positiva. En puntos de los valles prelitorales y litoral, y especialmente en zonas de los relieves interiores este otoño fue muy húmedo, con anomalías superiores al 200%. Aparte del evento pluviométrico analizado, durante el mes de septiembre acontecieron varios episodios de tormentas fuertes o muy fuertes, que propician que la distribución espacial de las anomalías de precipitación sea bastante irregular (figura 4). En series

longevas del interior, como Cehegín (media otoñal de 125,8 l/m²) y Caravaca (media otoñal de 123,5 l/m²), dicho otoño fue el segundo más húmedo de toda su serie que en el caso de Caravaca es casi centenaria (1933-2021). El acumulado de precipitación fue de 318,9 l/m² en Cehegín y 304,4 l/m². Dicho acumulado tan solo es rebasado por el excepcional otoño de 1989, que es con diferencia el más húmedo en la Región de Murcia (Capel- Molina, 1989). Cabe resaltar, que el otoño de 2017, fue excepcionalmente seco, con acumulados inferiores a los 10 l/m² en gran parte de los observatorios del interior de la Región de Murcia, lo que esta en consonancia con la intensificación de los extremos pluviométricos observada en numerosos estudios y en los escenarios regionalizados de cambio climático.

Figura 4. Anomalía pluviométrica durante el otoño de 2018 con respecto al periodo de referencia 1981-2010



Fuente: Elaboración propia a partir de los registros de AEMET

5. CONCLUSIONES

Ya no solo en los últimos años, sino de manera histórica, la Región de Murcia se ha visto afectada por el desarrollo de importantes episodios de precipitaciones orográficas, como el acontecido el 14-19 de noviembre de 2018, teniendo como zona de mayor afección a los relieves centrales de la región.

La configuración atmosférica fue originada a partir de la formación de una Depresión Aislada en Niveles Altos (DANA) durante los días previos, debido a la ondulación del Jet Stream formando una vaguada sobre la vertical de Portugal, derivando

esta al aislamiento del embolsamiento de aire frío cuyo núcleo central se situaría sobre el norte de Marruecos y Argelia. Entre los factores más determinantes en este tipo de situaciones sinópticas en el desarrollo de lluvias intensas y de carácter orográfico destaca el importante flujo de vientos en capas bajas de aire muy húmedo, donde los aportes de humedad hacia los sistemas montañosos son significativos.

Los mayores registros de precipitación durante los cinco días que duró el episodio, se dieron en Sierra de Lavia con 269,9 mm y en La Selva con 248,6 mm, donde la primera registro 108,8 mm en tan solo 24 horas el día 16 de noviembre. Estos relieves están muy expuestos a las advecciones de levante, lo que genera que las precipitaciones de carácter orográfica sean muy cuantiosas, favorecidos por ese río atmosférico mediterráneo.

En cuanto a las anomalías registradas, cabe destacar que, en la serie de Caravaca (1933-2021) este episodio se coloca en el cuarto lugar con mayor acumulado de precipitación detrás de abril de 1946, otoño 1948 y diciembre de 2016, siendo estos datos extrapolables a muchos puntos del noroeste de Murcia. Además, las anomalías estacionales de otoño son positivas en toda la Región de Murcia, considerándose muy húmedo en los relieves centrales, valles prelitorales y litorales, con una anomalía superior al 200%.

Desde el punto de vista hidrológico, este episodio tuvo un carácter positivo, ya que las crecidas de los ríos se pueden controlar con mayor efectividad, debido a que estas precipitaciones tienen un carácter persistente pero no torrencial, siendo de forma más repartida y no en pequeños intervalos de tiempo. Por lo tanto, las consecuencias se minimizan y las pérdidas económicas suelen ser menos cuantiosas en este tipo de situaciones.

En definitiva, el análisis de este evento pluviométrico resulta de gran interés científico, ya que hasta hace muy pocos años no se había podido analizar el papel ejercido por los sistemas montañosos interiores en este tipo de episodios de lluvias orográficas, debido a la ausencia de observatorios meteorológicos. El papel ejercido por los aficionados a la meteorología es fundamental para cubrir zonas de media montaña con un notable vacío de observaciones meteorológicas. Además, organismos como la Confederación Hidrográfica del Segura, también están haciendo un importante esfuerzo en cubrir estos territorios. En este sentido, la colaboración entre los aficionados y diferentes organismos públicos, resulta primordial para el avance en el estudio del comportamiento de los eventos pluviométricos de lluvia intensa.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CAPEL-MOLINA, J.J. (1983). Distribución de la lluvia en el Sureste español. Periodo 1951-1980. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses*. Letras, (3).
- CAPEL-MOLINA, J.J. (1989). Convección profunda sobre el Mediterráneo español. Lluvias torrenciales durante los días 4 al 7 de septiembre de 1989 en Andalucía oriental, Murcia, Levante, Cataluña y Mallorca. *Paralelo 37*.
- CAPEL-MOLINA, J. J. (2000). Los sistemas convectivos de mesoescala y su influencia en la España mediterránea. *Papeles De Geografía*, (32).
- CASTILLO-REQUENA, J. M. (1978). Estudio sobre el comportamiento de la gota de aire frío y la distribución de sus consecuencias pluviométricas en la España peninsular. *Paralelo 37*, (2).

- CONESA-GARCÍA, C. (2006). Las formas de relieve. En: Conesa García, C. (Ed.), *El medio físico de la Región de Murcia* (pp. 47-94). Murcia, España: Universidad de Murcia, Servicio de Publicaciones.
- FONT-TULLOT, I. (1983). Algunas observaciones sobre las lluvias excepcionales en la vertiente mediterránea española. *Estudios Geográficos*, 44(170), 55.
- GARCÍA DE PEDRAZA, L. (1983). Situaciones atmosféricas tipo que provocan aguaceros torrenciales en comarcas del mediterráneo español. *Estudios Geográficos*, 44(170).
- GIL OLCINA, A. (2007). Mediterraneidad y subtropicalidad climáticas. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 44.
- GIL-OLCINA, A. (2009). Clima e hipótesis de cambio climático en la región geográfica del sureste ibérico. *Investigaciones Geográficas (Esp)*, (49), 5-22. DOI: <https://doi.org/10.14198/INGEO2009.49.01>
- LLASAT-BOTIJA, M. C. (1990). Influencia de la orografía y de la inestabilidad convectiva en la distribución espacial de lluvias extremas en Cataluña. *Acta geológica hispánica*, 25(3).
- LORENTE-PLAZAS, R., MONTÁVEZ, J.P., RAMOS, A.M., JEREZ, S., TRIGO, R.M., JIMÉNEZ-GUERREIRO, P. (2020): Unusual Atmospheric-River-like structures coming from Africa induce extreme precipitation over western Mediterranean Sea. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 125 (2). DOI: <https://doi.org/10.1029/2019JD031280>
- MARCO-ORTEGA, V., ESTRELA-NAVARRO, M.J. Y MIRÓ-PÉREZ, J.J. (2018). Precipitación intensa en la Región de Murcia. Distribución espacial y relación con la circulación sinóptica (1980-2020). En *El Clima: aire, agua, tierra y fuego* (pp.103-113). Actas del XI I Congreso de la Asociación Española de Climatología. Cartagena. 17-19 octubre
- MARTÍN-LEÓN, F. (2003): *Las gotas frías / DANAS. Ideas y conceptos básicos*. Servicio de Técnicas de Análisis y Predicción. Instituto Nacional de Meteorología, 14 pp.
- MARTÍN-LEÓN, F. (2018). Malentendidos conceptuales y terminológicos. En Santos-Burguete, C. (ed.). *Física del caos en la predicción meteorológica* (pp. 639-652). Madrid: Agencia Estatal de Meteorología. <https://dx.doi.org/10.31978/014-18-009-X.43>
- MARTÍN VIDE, J. (1989). Precipitaciones torrenciales en España. *Norba: Revista de geografía*, 6.
- MARTÍN-VIDE, J. Y OLCINA, J. (ED.). (2001). *Climas y tiempos de España*. Madrid: Alianza.
- QUERADA-SALA, J. (1989). Efectos orográficos y friccionales en el clima del Levante español. *Revista de geografía*, 23(1).
- ROMERO-DÍAZ, A. (2007). El relieve. En: A. Romero Díaz y F. Alonso Sarria (Coords.) *Altas Global de la Región de Murcia* (pp. 133-142). Murcia: La Verdad Multimedia S.A.
- SÁNCHEZ-LAULHÉ, J. M., & LARA-JAÉN, M. (2017). Lluvias mediterráneas orográficas. *Tiempo y clima*. Enero 2017, 5(55).

EFECTOS DEL CAMBIO GLOBAL EN EL PAISAJE ECOGEOMORFOLÓGICO DE DOS CUENCAS MEDITERRÁNEAS EN EL SUR DE ESPAÑA

EFFECTS OF GLOBAL CHANGE IN THE ECOGEOMORPHOLOGICAL LANDSCAPE FROM TWO-MEDITERRANEAN WATERSHEDS IN SOUTH OF SPAIN

José A. Sillero Medina¹, Juan F. Martínez Murillo^{1,2}, José D. Ruiz Sinoga^{1,2}

¹Laboratorio de Geomorfología y Suelos, Universidad de Málaga.

²Departamento de Geografía, Universidad de Málaga.

José Antonio Sillero Medina: 0000-0002-7856-3239, jasillero@uma.es

Juan Fco. Martínez Murillo: 0000-0002-8963-0505, jfmmurillo@uma.es

José Damián Ruiz Sinoga: 0000-0002-2303-0881, sinoga@uma.es

Resumen

El Cambio Global es un proceso ambiental y socioeconómico actual que genera incertidumbre en la dinámica y configuración espacial de los paisajes mediterráneos. Especialmente sensible a este proceso es el suelo, base fundamental de todo sistema agroforestal. El propósito de este trabajo es el análisis de los cambios en las precipitaciones y la cubierta vegetal y sus efectos en la calidad de los suelos de dos cuencas de montaña mediterránea. Mediante el análisis de series pluviométricas y de imágenes de satélite, así como de determinadas propiedades edáficas, con posterior aplicación de un índice de calidad del suelo, se obtuvieron los siguientes resultados: i) altas tasas de erosividad de la lluvia en ambas cuencas como consecuencia del aumento de los eventos de precipitación extrema, ii) evolución contrastada entre cuencas en la cubierta vegetal, y iii) diferentes estados de calidad del suelo, con valores óptimos en la cuenca más lluviosa.

Palabras clave: calidad de suelo, ecogeomorfología, paisaje, Mediterráneo, Cambio Global.

Abstract

Global Change is an environmental and socioeconomic process generating uncertainty in Mediterranean landscape configuration and dynamic. Soils are more sensitive to this process due their importance as fundamental basis of cultivation and forest ecosystems. The aim of this study is the analysis of temporal changes in rainfalls and vegetation cover and their effects on soil quality from two-Mediterranean mountainous watersheds. The study was conducted by means of temporal trend analysis of rainfalls and remote sensing images in the case of vegetation cover; analysis in laboratory of some soil properties; and calculation of one soil quality index. The main results were the following: i) high rainfall erosivity rates in both watersheds as con-

sequence of increments in the frequency of extreme rainfall events, ii) contrasting evolution in vegetation cover, and iii) different soil quality degrees being higher in the rainiest watershed.

Keywords: soil quality, ecogeomorphology, landscape, Mediterranean, Global Change.

1. INTRODUCCIÓN

La ocurrencia de grandes cambios ambientales relacionados con las fluctuaciones climáticas y con la actividad humana se conoce como Cambio Global (Dearing *et al.*, 2006) y representa un escenario muy dinámico en las relaciones entre la sociedad y el medio ambiente. Las actividades humanas intensivas en el territorio retroalimentan el cambio climático por medio, por ejemplo, del uso desmedido de energías muy contaminantes, afectando al medio ambiente: degradación de ecosistemas, eventos meteorológicos extremos, impactos en los océanos y sistemas costeros, riesgos en seguridad alimentaria, efectos nocivos sobre salud humana y migraciones (Global Change Research Program, 2021). La región mediterránea es una de las áreas del planeta mejor reconocidas como punto caliente respecto a los efectos del Cambio Global (Voltz *et al.*, 2018). Los paisajes mediterráneos y socioecosistemas se enfrentan actualmente a grandes modificaciones, unidas a un incremento en la frecuencia de sequías (Hoerling *et al.*, 2011), un incremento de la población (Ludwig *et al.*, 2010), y un intenso flujo inmigratorio hacia sus ciudades costeras (Mediterra, 2018).

Se trata de una región, la mediterránea, en la que el clima, los cambios en los usos del suelo y, por tanto, los cambios geomorfológicos han resultado, en la mayoría de las veces, en una degradación ambiental progresiva, dirigiendo al sistema hacia la desertización, especialmente problemática en espacios con regímenes climáticos de tipo semiárido y seco debido a una mayor vulnerabilidad a las fluctuaciones climáticas (López-Bermúdez, 1993; Puigdefábregas y Mendizábal, 1998). De hecho, el proceso de desertización en la región mediterránea sigue siendo reconocido como uno de los mayores desafíos para su gestión para las administraciones públicas (MINECO, 2021; Junta de Andalucía, 2021).

El Cambio Global tiene, por tanto, impactos directos sobre la configuración y dinámica del paisaje. Tal como se recoge en el Convenio Europeo del Paisaje, es obligatorio su estudio desde el punto de vista de los cambios que pueden ocurrir sobre sus elementos físico-naturales y humanos y sus consecuencias sobre su dinámica natural y socioeconómica, con afección a su población (Consejo de Europa, 2008). En este sentido, para los análisis que puedan llevarse a cabo acerca del Cambio Global sobre los paisajes, sigue siendo útil tomar una perspectiva ecogeográfica desde los Estudios Integrados (Bertrand, 1968), para analizar sus subsistemas (abiótico, biótico y antrópico) en mutua dependencia. En este contexto, cabe enmarcar lo que Lavee *et al.* (1998) definieron como sistema ecogeomorfológico: aquel integrado por clima, suelo, vegetación y agua, elementos que interactúan de forma compleja, variada y variable en el espacio y el tiempo, que, al ser alterados por una fluctuación climática o alteración de origen humano, puede sufrir procesos de magnitud, frecuencia e inten-

sidad tal, que traigan consigo un nuevo estado de degradación, debido a la intensificación de procesos erosivos.

Y es que la ciencia y la sociedad están cada vez más interesadas en predecir los efectos del Cambio Global y el desarrollo socioeconómico sobre los sistemas naturales, para asegurar el bienestar de los ecosistemas y los seres humanos (Morán-Ordóñez *et al.*, 2019). Por un lado, las modificaciones actuales de los patrones climáticos como parte de ese cambio global suponen uno de los mayores desafíos actuales, con sobresalientes consecuencias sobre la biodiversidad, la seguridad alimentaria, infraestructuras, estabilidad política, social y económica (IPCC, 2014). Entre los escenarios climáticos a medio y largo plazo planteados por el IPCC (2013), el sur de España es una de las áreas de mayor incertidumbre, pero con un indudable incremento de las temperaturas máximas, unido a una mayor concentración temporal de las precipitaciones e, incluso, una reducción en su pluviometría (Amblar Francés *et al.*, 2017).

A este cambio en clima, se añade que los cambios en los usos del suelo en la región mediterránea han intensificado la desertización y la degradación del paisaje a lo largo del Holoceno (Guermazi *et al.*, 2019) y, aún más, durante el Antropoceno (Ruiz *et al.*, 2020), siendo vistos hoy día como un proceso más local que global (Sterk y Stoorvogel, 2020). Hoy, la región mediterránea está sujeta a un incremento de la presión humana debido a la creciente afluencia y demanda al alza de bienes y servicios, con impactos negativos en biodiversidad, clima local, estructura y salud de los suelos, y ciclos del carbono, nutrientes y agua (Plan Bleu, 2016). Más aún, las prácticas de manejo de tierras insostenibles y sistemas agrícolas intensivos, han sido puestos como ejemplos para explicar la tendencia hacia la desertificación y la degradación del suelo en la región mediterránea (Vanwalleghem *et al.*, 2017), junto con el éxodo rural y un incremento excesivo de las actividades turísticas (Ruiz *et al.*, 2020). Al mismo tiempo se observa la coexistencia junto a estas tierras en riesgo de desertización, otras donde la recolonización vegetal avanza; según García-Ruiz *et al.* (2011), los futuros escenarios de manejo de tierras en la cuenca mediterránea favorecerán el incremento de la superficie ocupada por el matorral en sus espacios montañosos, junto con suelos urbanizados y tierras agrícolas irrigadas en sus tierras bajas, debido al abandono del estilo de vida rural.

Por tanto, es crucial el análisis de los cambios que puede sufrir un elemento básico del paisaje y sus sistemas agroforestales como es el suelo. El suelo regula la mayoría de los procesos físico-naturales que concurren en el paisaje y alberga una gran proporción de biodiversidad terrestre, suministrando la base física para numerosas actividades humanas (Pereira *et al.*, 2018). La monitorización de la calidad del suelo puede ayudar a clarificar las causas e impactos del Cambio Global y las respuestas pertinentes que deban ponerse en marcha (Dilly *et al.*, 2018). La calidad del suelo es una medida de la capacidad de un suelo para funcionar dentro de los límites del ecosistema y uso del suelo, sustentar la productividad, mantener la calidad medioambiental, y facilitar la salud vegetal y animal (Nosrati *et al.*, 2017). Los índices de calidad del suelo son herramientas de medición que proporcionan información sobre sus propiedades, procesos formadores y características de este y, por tanto, ofrecen información acerca de su grado de degradación y resiliencia frente a impactos externos (Dilly *et al.*, 2018).

A partir de estas consideraciones, el propósito de este trabajo es la evaluación de los efectos del Cambio Global en la dinámica paisajística reciente, con los siguientes objetivos: (i) analizar la variabilidad espacio-temporal y el carácter torrencial del régimen de precipitación, (ii) determinar los cambios espacio-temporales en la cubierta vegetal y, por último, (iii) analizar la calidad y salud del suelo.

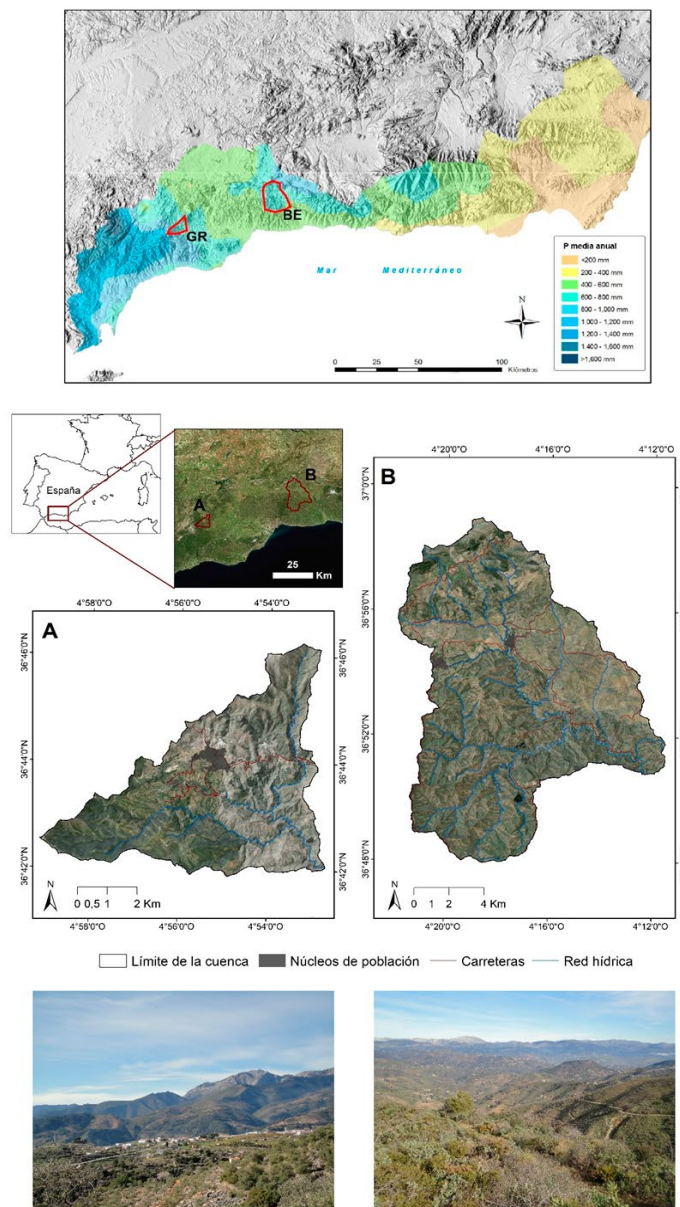
2. ÁREAS DE ESTUDIO

Se han propuesto dos cuencas hidrográficas representativas del paisaje de media montaña en la franja mediterránea del sur de España. Para su selección se ha considerado el gradiente pluviométrico identificado en la franja mediterránea y el umbral de degradación determinado por Ruiz-Sinoga y Romero-Díaz (2010) en torno a 500-600 mm de precipitación anual (Figura 1).

La cuenca media y alta del río Grande (GR), con una extensión de 38,42 Km², está caracterizada por unas condiciones climáticas mediterráneas húmedas-subhúmedas. Así pues, la precipitación anual registrada se sitúa en torno a los 700-750 mm y, por su parte, las temperaturas medias, con una fuerte variabilidad altitudinal, van desde los 11°C a los 17°C. En este sentido, la altitud en GR oscila entre 300-1660 msnm, con pendientes que tienden a superar el 30 % y que dan lugar a un paisaje complejo y abrupto. En cuanto a sus usos del suelo, es destacable la fuerte heterogeneidad de esta área, donde se combinan zonas forestales con un alto grado de recubrimiento (*Pinus halepensis*), zonas inmediatas a estas de vegetación arbustiva y de matorral mixto, sectores con un gran nivel de desprotección del suelo; una mayor parte de mosaico de cultivos, especialmente de secano (*Olea europea*, *Prunus dulcis*); y pequeñas zonas urbanas que se corresponden con los núcleos de población y de asentamientos diseminados.

Por otro lado, la cuenca media y alta del río Benamargosa (BE), con 181,23 Km², presenta las características de un clima mediterráneo seco-semiárido, con precipitaciones anuales que se sitúan alrededor de los 550 mm. Las temperaturas, con la misma influencia orográfica, son ligeramente superiores a las de GR, pudiendo alcanzar como media los 18°C. BE identifica un rango altitudinal entre 110-1489 msnm, con más de 40 % de pendiente en algunas áreas. Los usos del suelo de BE presentan igualmente una alta heterogeneidad, donde la mayor extensión corresponde al olivar (*Olea europea*) pero con un actual crecimiento de los cultivos frutales de regadío, especialmente los tropicales (aguacate y mango). No obstante, otras zonas de cultivos de secano, como por ejemplo la vid, presentan también una fuerte importancia sobre el territorio. Por último, el uso urbano presenta una alta impronta, con la existencia de un gran número de edificaciones diseminadas, muchas de ellas de origen agrario, que dan lugar a un paisaje muy característico y de gran dinamismo.

Figura 1. Localización de las áreas de estudio y vista general



Fuente: Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía. Elaboración propia.

3. METODOLOGÍA

3.1 Fuentes de información

Los datos de precipitación han sido descargados de la Red SAIH Hidrosur para el periodo de 22 años comprendido entre 1997 y 2018, a una escala diezminutal. Las estaciones de referencia seleccionadas para el estudio han sido: (i) para GR, Casarabonela

(código SAIH 4, 525 msnm) y (ii) para BE, Benamargosa (código SAIH 43, 146 msnm). Además, para la representación cartográfica de la variable pluviométrica, se consideraron los datos de otras de 17 estaciones meteorológicas próximas, siendo en total 13 en GR y 6 en BE.

Por otro lado, las imágenes de satélite se han obtenido del servidor de la NASA (USGS Earth Explorer), y se corresponden al nivel 2. Las correspondientes correcciones atmosféricas y la transformación a niveles de reflectancia de la superficie han sido realizadas en cada una de las imágenes. Así, estas se contrastaron y validaron con imágenes Spot-5, de mayor resolución espacial y años intermedios.

Tabla 1. Imágenes de satélite utilizadas para el análisis (filas, columnas y fechas)

Imagen	Escena	Resolución	Fecha
Landsat-5	201/034	30 m	18/04/1992; 02/09/1995
Sentinel-2	T30SUF	10,20 y 60 m	19/04/2018; 06/09/2017
Spot-5	276/035	10 y 2,5 m	29/06/2013

Fuente: <http://earthexplorer.usgs.gov/> y [Ftp: ftp.pnt.ign.es](ftp://ftp.pnt.ign.es). Elaboración propia

3.2 Análisis de las precipitaciones

El tratamiento de los datos pluviométricos se ha enfocado a la caracterización general de la dinámica de la lluvia en ambas cuencas entre 1997 y 2018, teniendo como principal finalidad identificar la capacidad erosiva de la lluvia y por tanto, su torrencialidad. En primer lugar, se ha determinado la evolución de las precipitaciones y del número de días de lluvia anuales. Seguidamente, se ha analizado la frecuencia de episodios torrenciales, teniendo en cuenta las clasificaciones de la AEMET (2013) (60 mm h⁻¹ y 100 mm día⁻¹) y la propuesta por Sillero-Medina et al. (2019) (10mm 10 min⁻¹). La erosividad de la lluvia se ha obtenido a partir del factor R de la RUSLE ($R=E*I_{10max}$), siguiendo la metodología descrita por (Abu Hammad et al., 2004; Diodato, 2006) pero considerando la intensidad máxima en diez minutos (Sillero-Medina et al., 2019).

Por último, esta erosividad de la lluvia se ha representado cartográficamente en ambas cuencas utilizando el software ArcGis (versión 10.6, licencia corporativa de la Universidad de Málaga).

3.3 Descripción, analíticas e índice de calidad del suelo

En base al mapa litológico y de usos del suelo, se han identificado diferentes unidades de paisaje en las cuencas seleccionadas (Martínez-Murillo et al., 2020). A partir de estas se recogieron un total de 361 muestras de suelo, de la zona superficial (0–10 cm de profundidad), distribuidas de forma homogénea por el territorio (170 en GR y 191 en BE). En cada punto de muestreo se tomaron dos muestras: en primer lugar, una muestra de suelo alterada y, por último, una muestra inalterada en un cilindro de 100 cm³.

Estas han sido analizadas en el laboratorio, obteniendo resultados de materia orgánica, carbono orgánico, carbonato cálcico, permeabilidad, conductividad eléctrica, pH, carbono total, nitrógeno, relación C/N, sodio, calcio, magnesio, potasio, capacidad de intercambio catiónico, densidad aparente, capacidad de campo, punto de marchitamiento, porosidad, hidrofobicidad, permanente, estabilidad estructural, factor K (RUSLE) y textura. Los métodos utilizados para su medición son descritos por Ruiz-Sinoga y Romero-Díaz (2010).

Seguidamente se ha llevado a cabo un Análisis de Componentes Principales (PCA) con la finalidad de determinar qué propiedades, o grupo de propiedades, explican la dinámica reciente de cada una de las cuencas. Este análisis se ha llevado a cabo usando el software estadístico SPSS (versión 25, licencia corporativa de la Universidad de Málaga) para Windows (IBM Corp. Released, 2017).

Así, a partir de este PCA y usando la Evaluación Multicriterio, las principales propiedades e indicadores influyentes y fundamentales en la valoración de la calidad y salud del suelo en el área mediterránea han sido seleccionadas. No obstante, se añadieron otros indicadores como factor C (RUSLE) y porcentaje de pendiente.

De esta forma, los siguientes pasos para conseguir y aplicar un índice de calidad del suelo (ICS) fueron (Sillero-Medina *et al.*, 2020b): (i) seleccionar y agrupar las propiedades e indicadores en diferentes clúster, siendo estos los pilares fundamentales del índice final; (ii) reclasificar sus valores, en base a criterios estadísticos y clasificaciones teóricas, en una escala de 1 a 3, donde la peor calidad se encuadraría en 1 y, por el contrario, la máxima calidad del suelo obtendría el valor 3; (iii) evaluar, mediante un análisis multicriterio, el peso de cada propiedad-indicador en el clúster y, posteriormente, de cada clúster en la ecuación final. Para ello se utilizó una matriz de decisión y el criterio de varios expertos en edafología; (iv) desarrollar la ecuación de cada clúster y la general en ArcGis (versión 10.6, licencia corporativa de la Universidad de Málaga); (v) reclasificar los resultados de cada fórmula en cinco clases de calidad atendiendo a criterios estadísticos y de expertos (1: muy baja; 2: baja; 3: media; 4: alta; 5: muy alta).

Así, la ecuación final para evaluar la calidad del suelo sería:

$$ICS=0,2 W+0,2 P+0,6 O$$

Donde *W* se corresponde con las variables hídricas, *P*, con las físicas y *O*, con las orgánicas.

De esta forma, las fórmulas de cada uno de estos componentes quedarían compuestas por las diferentes propiedades e indicadores que han sido seleccionados:

$$W=0,314 PE+0,104 G+0,18 S+0,04 H+0,363 AWC$$

Donde PE es la permeabilidad; G, el contenido en gravas; S, el porcentaje de arenas; H, la clase de hidrofobicidad; y AWC, el agua útil.

$$P=0,2633 SL+ 0,5579 K+ 0,1219 AGS+ 0,0569 BD$$

Donde SL es la pendiente en porcentaje; K, el factor K de la RUSLE; AGS, la estabilidad de agregados; BD, la densidad aparente.

$$O=0,4286 SOC+ 0,4286 C+ 0,1429 EC$$

Donde SOC es el contenido en carbono orgánico del suelo; C, el factor C de la RUSLE; EC, la conductividad eléctrica.

3.4 Tratamiento y análisis cartográfico y de las imágenes de satélite

La información de los canales visibles e infrarrojos de cada una de las imágenes fue analizado. Así, se han llevado a cabo diferentes índices que han dado la posibilidad de determinar las características de la cubierta superficial del suelo, observar las principales diferencias existentes entre ambas cuencas y, por último, valorar cuáles han sido los principales cambios temporales en el patrón vegetal en las últimas décadas.

En este sentido, para el área de estudio se desarrollaron los siguientes índices: (i) de arcillas (IRm1/IRm2) y (ii) el índice de la diferencia normalizada de la vegetación o NDVI (IRc-R/IRc+R).

Así pues, a partir del NDVI se obtuvo el factor C de la RUSLE ($e^{(-\beta (NDVI/(\alpha-NDVI)))}$), otorgando información del grado de protección que ofrece la cubierta vegetal. Para obtener el valor de este último indicador se siguió la metodología descrita por Van der Knijff *et al.* (2000).

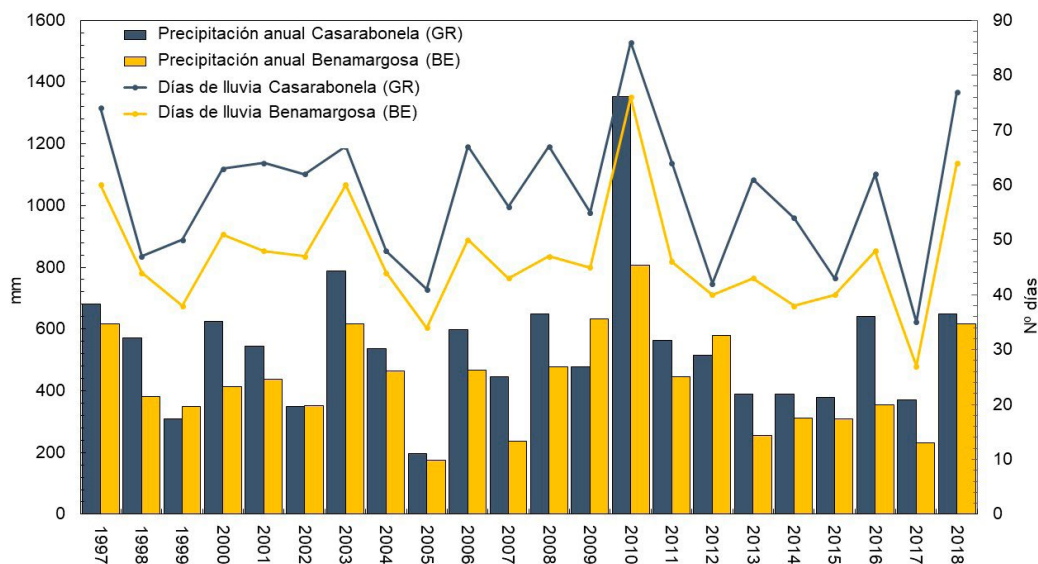
Los softwares utilizados para el tratamiento y análisis cartográfico han sido; (i) para los procesos relacionados con la teledetección espacial, ERDAS2015 y, por otro lado, (ii) para el resto de operaciones de mapeo, ArcGis (versión 10.6, licencia corporativa de la Universidad de Málaga).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Régimen y erosividad de la precipitación

La figura 2 representa la evolución de las precipitaciones anuales y del número de días de lluvia en ambas cuencas. A partir de esta se observa una acusada variabilidad interanual en ambos parámetros, rasgo fundamental en la definición del clima mediterráneo (Romero-Díaz *et al.*, 1986, 1998; Martín-Vide, 2004). La precipitación anual media para GR es de $546 \pm 229,7$ mm, alcanzando el máximo en 2010, con 1352,3 mm y, por el contrario, el mínimo, de 196,8 mm, en 2005. En este mismo ambiente, la media de días de lluvia es de $58,4 \pm 12,7$, habiéndose alcanzado los 86 días en el último año de la serie (2018) y, registrando en el año inmediatamente anterior la cifra mínima (35 días en 2017). La situación de clima mediterráneo seco-semiárido se identifica en los valores registrados en BE. Los valores de precipitación anual media se sitúan en $433,1 \pm 160,1$ mm, con un máximo de 807,6 mm en el año 2010 y, un mínimo de 174,6 mm en 2013.

Los días de lluvia al año son también ligeramente inferiores a los observados en GR, el promedio se sitúa en los $47 \pm 10,6$ días, con el máximo de 76 días en 2018 y el mínimo, en 2017, de tan solo 27 días.

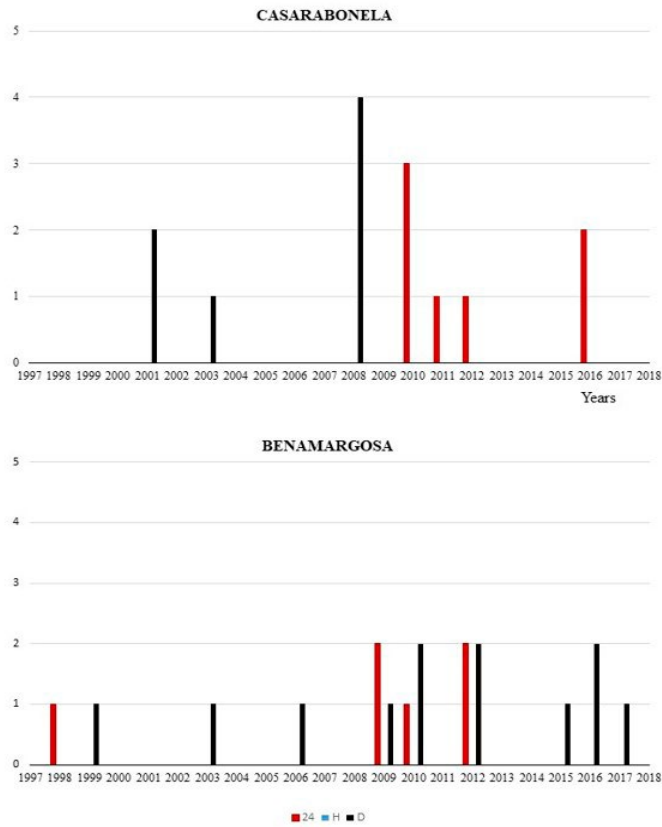
Figura 2. Evolución de las precipitaciones anuales y número de días de lluvia en GR y BE entre 1997 y 2018.

Fuente: Red SAIH Hidrosur. Elaboración propia.

Bajo estas consideraciones y esta caracterización general en la que se matizan las diferencias climáticas de ambos ambientes y se corrobora la variabilidad climática del clima mediterráneo, se han identificado cuáles de estas precipitaciones se han recogido de forma torrencial y con una alta agresividad. La figura 3 representa el número de eventos considerados como torrenciales en las últimas décadas, considerando los umbrales de torrencialidad diaria (Olcina-Cantos 2000; Senciales y Ruiz, 2013), horaria (AEMET, 2013) y diezminutal (Sillero-Medina *et al.*, 2019). Así pues, queda claro que los eventos identificados a escala diaria no tienen una aparición destacable, una frecuencia que no es proporcional a las modificaciones paisajísticas detectadas en el sistema ecogeomorfológico. En términos horarios, en las estaciones seleccionadas no existen registros relacionados con eventos de torrencialidad horaria, evidenciando la falta de precisión de este tipo de eventos. En este sentido, Senciales y Ruiz (2013) fijaron una probabilidad de aparición de un evento de torrencialidad diaria de alrededor del 25% en la ciudad de Málaga, siendo igualmente poco destacable su influencia y siguiendo la línea de lo comentado anteriormente. Así pues, Casas *et al.* (2010) estudió igualmente la baja aparición de eventos de torrencialidad horaria en la ciudad de Barcelona.

Los eventos torrenciales diezminutales registrados, especialmente en BE, siguen la evolución comentada por Sillero-Medina *et al.* (2019), que define a este tipo de aguaceros como “precipitación geomorfológica” al presentar una erosividad de la lluvia muy elevada y una alta capacidad modeladora del paisaje.

Figura 3. Evolución del número de eventos de precipitación torrencial en GR (Casarabonela) y BE entre los años 1997 y 2018.

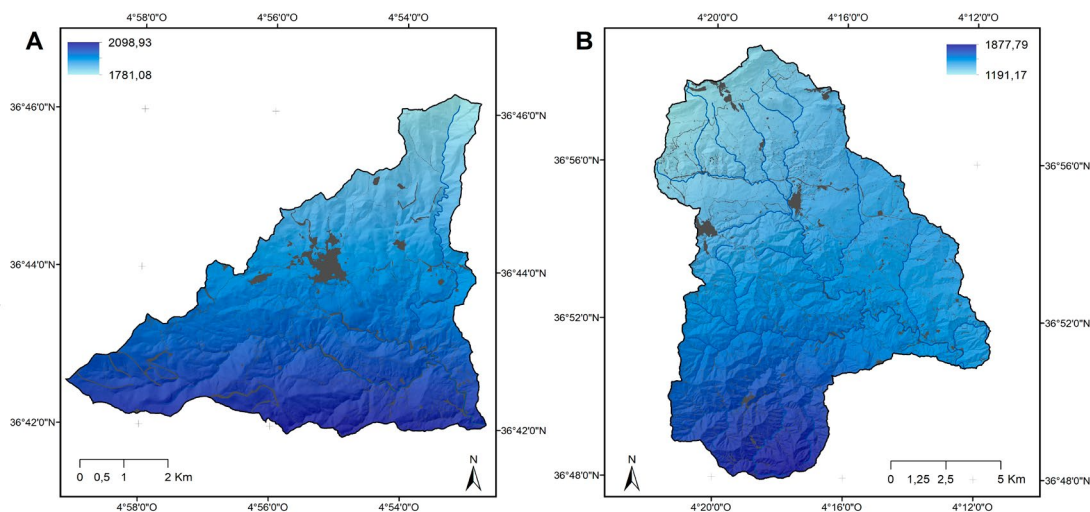


Leyenda: 24, eventos de torrencialidad diaria; H, eventos de torrencialidad horaria; D, eventos de torrencialidad dieminutal.

Fuente: Red SAIH Hidrosur. Elaboración propia.

La figura 4 muestra los resultados obtenidos de la aplicación del factor R de la RUSLE relativo a la erosividad de la lluvia. Para la serie 1997-2018, GR presenta unos valores que van desde los 1.781,08 MJ mm⁻¹ ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹ a los 2.098,93 MJ mm⁻¹ ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹, siendo el mínimo en la franja situada más al norte y el máximo, por el contrario, en la mitad sur. En el caso de BE, las cifras son ligeramente más bajas, con el máximo igualmente al sur y el mínimo al norte y oeste, siendo los valores de 1.191,17 MJ mm⁻¹ ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹ y 1.877,79 MJ mm⁻¹ ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹, respectivamente. De esta forma, se observa una clara irregularidad espacial dentro de cada una de las cuencas y, de forma más contrastada, entre ambas cuencas que, pese a su cercanía, muestran condiciones muy heterogéneas. Además, estos valores de ambas cuencas se adaptan completamente a los publicados por la Junta de Andalucía (proyecto Hydre 1984-1990), que se comprenden entre 1500 y 2500 MJ mm⁻¹ ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹ para el área inmediata a las cuencas.

Figura 4. Variabilidad espacial de la erosividad de la lluvia media (factor R) en GR (A) y BE (B) entre 1997 y 2018



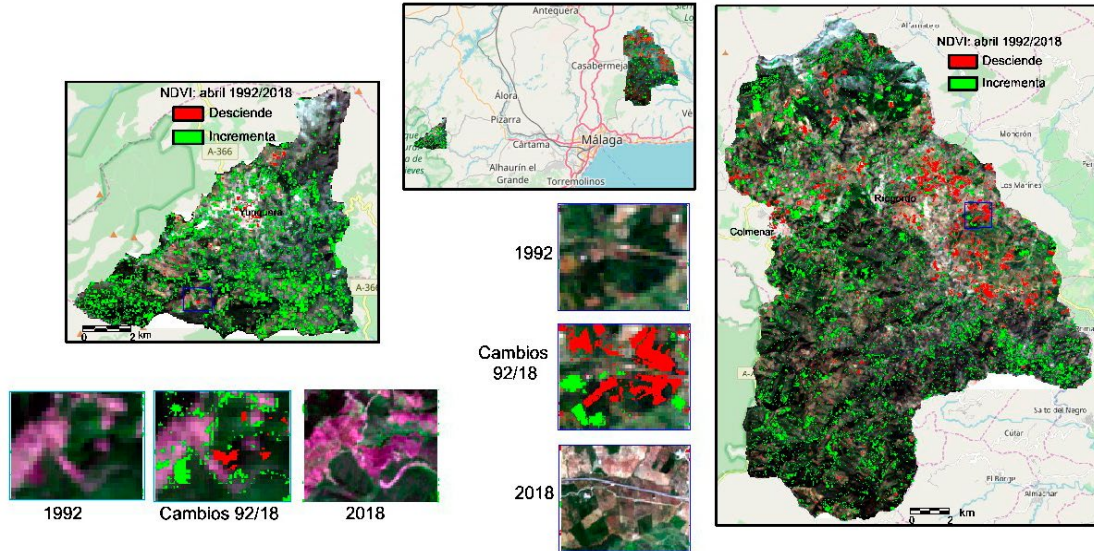
Fuente: Red SAIH Hidrosur. Elaboración propia

4.2 Cambios en la cubierta vegetal y usos del suelo

En consideración de la cubierta vegetal del suelo, la figura 5 recoge las modificaciones en el patrón de vegetación entre abril de 1992 y 2018. GR registra un aumento de biomasa vegetal en el 18,6% del territorio, especialmente de sus zonas naturales de bosque mediterráneo y de cultivos de castaños. Frente a este aumento, las áreas de pérdida de vegetación son muy localizadas, ocupando tan solo el 0,7% del territorio.

El incremento en la cuenca BE, con respecto a GR, se reduce a la mitad (9,2%). Así, las zonas que ganan vegetación en este intervalo de tiempo son principalmente las de ribera, apreciándose alrededor del río Benamargosa. Por el contrario, el 2,8% del territorio vio disminuida su cubierta vegetal, siendo especialmente importante por suponer además un cambio de uso, pasando de ser áreas de vegetación forestal a agrícolas.

La mejora de la resolución espacial en las imágenes más actuales también puede provocar la aparición de algunos cambios, no obstante, estos cambios afectan en mayor medida a las masas de vegetación natural (grandes áreas) que a las zonas más pequeñas y puntuales.

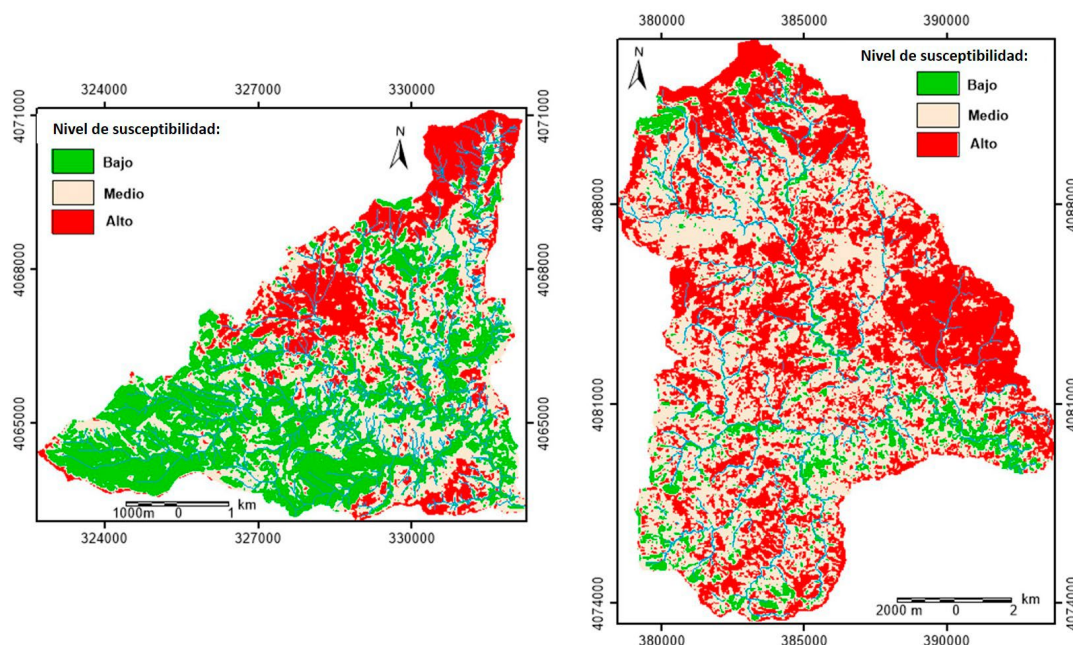
Figura 5. Cambios observados en la cubierta vegetal en GR y BE entre 1992 y 2018

Fuente: Landsat (18/04/92) y Sentinel 2 (19/04/2018). Elaboración propia

En la línea misma línea, utilizando los resultados del análisis de las imágenes de satélite, la figura 6 recoge el nivel de susceptibilidad a la erosión a partir del índice de arcillas. En este mapa se representa en tonos rojizos aquellas zonas en los que aparece el suelo descubierto, sellado y/o roquedo. GR diferencia en el área más septentrional las máximas pendientes y la mayor extensión de infraestructuras urbanas, algo que da lugar a que aparezcan representadas como zonas de gran fragilidad y máxima susceptibilidad. Por su lado, BE presenta gran parte de su territorio catalogado como de máxima susceptibilidad a la erosión y degradación, entre otros motivos, debido a la escasa compacidad de su litología y a alta presión antrópica existente.

Seguidamente, como susceptibilidad media, GR incluye las áreas de vegetación dispersa y de porte bajo y algunas extensiones de cultivos de olivar. Así, estas zonas se reparten de forma diferencial por el territorio pero siendo en la mayor parte de las ocasiones corredores de transición entre la mayor y menor susceptibilidad. BE se caracteriza por su dinamismo agrícola, así, aparecen abundantes zonas de labor, como es el caso del olivar y otros usos agrícolas que combinan vegetación natural de escasa vigorosidad. De esta forma, la susceptibilidad media, encontrada en la mayor parte de estos usos, ocupa una gran extensión de la cuenca.

Para terminar, la mayor protección del suelo, es decir, donde la cubierta vegetal es mayor, se registran los valores más bajos de susceptibilidad (verde). En GR la mitad meridional se encuadra en esta categoría, con amplias zonas forestales (pinsapar) y otros usos de vegetación natural. Por otro lado, BE limita este intervalo a las áreas de vegetación de ribera y a algunas parcelas aisladas reforestadas.

Figura 6. Nivel de susceptibilidad a partir del índice de arcilla en GR y BE

Fuente: Sentinel 2 (6/09/2017). Elaboración propia

4.3 Características y calidad del suelo

A partir de las propiedades e indicadores seleccionados de calidad del suelo y, posteriormente, de la aplicación de la ecuación formulada (Sillero-Medina *et al.*, 2020b), se obtuvo la representación cartográfica de la calidad edáfica de ambas cuencas. Cada uno de los factores que componen dicho índice ofrecen información acerca de un grupo de variables específicas, que en este caso serían, las hídricas, físicas y orgánicas y que, de la misma forma, han sido cartografiadas para su análisis (Figura 7).

El factor hídrico muestra resultados muy contrastados en ambas cuencas, mientras GR alcanza altas y muy altas calidades en gran parte de su territorio, BE localiza algunas pequeñas áreas puntuales (vegetación natural) de muy alta calidad y una gran extensión de calidades medias y bajas. Así, aparecen áreas abandonadas que se encuadran en una baja calidad hídrica. Esto se debe a que, en condiciones secas y áridas, la vegetación no consigue regenerarse y por tanto existe una menor retención hídrica y una mayor erosión del suelo y degradación paisajística (Pugnaire *et al.*, 2006; Ruiz-Sinoga y Martínez-Murillo, 2012)

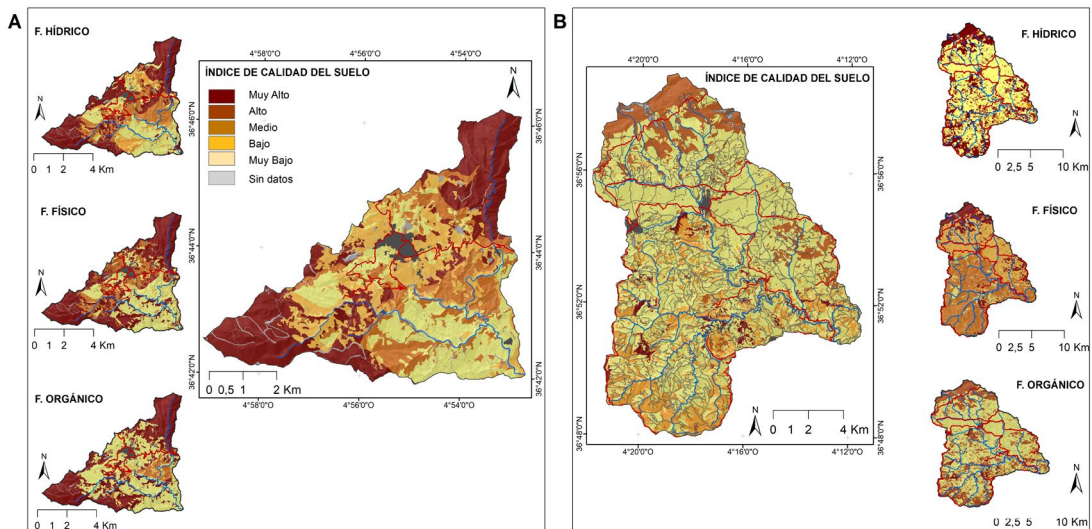
Con respecto al factor físico, GR registra la una calidad muy alta en gran parte de su territorio, especialmente al norte y noroeste, correspondiéndose con zonas de vegetación natural y una litología sedimentaria básica. BE presenta calidades mucho más bajas, limitándose los mejores resultados a la franja septentrional. Esto se debe a que las áreas más protegidas por vegetación mejoran ampliamente la estabilidad estructural del suelo y, por lo tanto, reducen la erodabilidad del mismo (Delgado-Iniesta *et al.*, 2000).

En el factor orgánico, GR identifica amplias áreas de vegetación natural donde la calidad del suelo presenta sus valores más altos. Además estas zonas siguen la tendencia comentada en la figura 6, siendo las áreas más desprotegidas las más susceptibles y de peor calidad del suelo. BE refleja también en este factor la evolución de la cubierta vegetal (Figura 5) y la susceptibilidad a la erosión (Figura 6), con las peores calidades en las zonas de escasa vegetación. En ambos casos existen áreas con calidades de suelo muy contrastadas, siguiendo la dinámica general del sistema ecogeomorfológico y, más concretamente, del nivel de protección del suelo (Sillero-Medina *et al.*, 2020a). Las áreas de peor calidad, en consonancia con lo anterior, resultan ser aquellos donde el grado de cubierta vegetal es mínimo, en suelos desnudos y espacios de cultivos abandonados.

A un modo general, el índice de calidad del suelo ha mostrado resultados muy diferenciados entre cuencas y en el interior de cada una de ellas (Figura 7). Los valores más altos de calidad aparecen en GR, ocupando más del 34% del territorio en esta cuenca y coincidiendo con los usos de vegetación natural. Así, la calidad baja ocupa cerca de un 25% de la cuenca, identificándose en las principales zonas agrícolas.

BE muestra un comportamiento totalmente contrastado, la calidad muy baja, con más del 63% del territorio, es la predominante. Los motivos de este estado es el resultado de diferentes factores, entre los que destaca el orgánico. Sin embargo, la zona meridional de la cuenca muestra una limitación relativa al factor agua que repercute gravemente sobre el resultado de calidad del suelo general. En cuanto a la calidad muy alta del suelo, esta tan solo supone un 2,5% del área, localizándose en parcelas provistas de vegetación esclerófila. En definitiva, los resultados son comparables a la dinámica ecogeomorfológica identificada en las últimas décadas en la misma zona (Pérez-González *et al.*, 2018; Martínez-Murillo *et al.*, 2020; Sillero-Medina *et al.*, 2020a).

Figura 7. Calidad del suelo en GR (A) y BE (B)



5. CONCLUSIONES

El análisis de las precipitaciones muestra un aumento de las precipitaciones extremas o geomorfológicas, con elevadas tasas de erosividad en ambas cuencas. Paralelamente, la cubierta vegetal se redujo en la cuenca menos lluviosa, en más de la mitad de su superficie, mientras que, en la más lluviosa, hubo un incremento de la superficie forestal, aunque mostrando retrocesos puntuales, con deterioro edáfico. Esta situación evidencia una mayor tendencia a procesos de erosión y degradación en la cuenca más semiárida. Ello se corrobora con los resultados generales del índice de calidad del suelo aplicado: los suelos de GR mostraron mejores resultados por sus mayores contenidos en materia orgánica, mientras que los de BE, peores, debido a sus limitaciones en cuanto a retención hídrica.

BIBLIOGRAFÍA

- ABU HAMMAD, A., LUNDEKVAM, H., & BØRRESEN T. (2004). Adaptation of RUSLE in the eastern part of the Mediterranean region. *Environmental Management*, 34–6, 829–841. DOI: 10.1007/s00267-003-0296-7
- AEMET (2013). Breve guía descriptiva de los fenómenos meteorológicos recogidos en el Sistema de notificación de observaciones atmosféricas singulares, SINOBAS. In Agencia Estatal de Meteorología (Eds.). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- AMBLAR FRANCÉS, P., CASADO CALLE, M.J., PASTOR SAAVEDRA, A., RAMOS CALZADO, P. & RODRÍGUEZ CAMINO, E. (2017). Guía de escenarios regionalizados de cambio climático sobre España a partir de los resultados del IPCC-AR5. Madrid: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.
- BERTRAND, G. (1968). Paysage et géographie physique globale. Esquisse méthodologique. *Rev. Géog. Pyrén. et Sud-Ouest*, 249–272.
- CASAS, M.C., RODRIGUEZ, R., & REDAÑO, A. (2010). Analysis of extreme rainfall in Barcelona using a microscale rain gauge network. *Meteorological Applications*, 17, 117–123. DOI: 10.1002/met.166
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE (1984–1990). *Proyecto Hydre: seguimiento de los recursos hídricos al servicio de las políticas regionales de la agricultura y del medio ambiente*. Junta de Andalucía. Retrieved from: <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1c-f46ddf59bb227a9ebe205510e1ca/?vgnnextoid=d94bf36517057010VgnVCM1000000624e50aRCRD&-vgnnextchannel=4836a7aaaf4f4310VgnVCM2000000624e50aRCRD>
- CONSEJO DE EUROPA (2008). Recomendación CM/Rec(2008)3 del Comité de Ministros a los Estados miembro sobre las orientaciones para la aplicación del Convenio Europeo del Paisaje. Bruselas: Comisión Europea.
- DEARING, J., BATTARBEE, R., DIKAU, R., LAROCQUE, I., & OLDFIELD, F. (2006). Human-environment interactions: towards synthesis and simulation. *Regional Environmental Change*, 6, 115–123.
- DELGADO-INIESTA, M.J., BELMONTE-SERRATO, F. & LÓPEZ-BERMÚDEZ, F. (2000). Relaciones entre estabilidad de agregados y propiedades físicas y químicas de los suelos en un ambiente mediterráneo semiárido. *Cuatern. Geomorfol.*, 14, 35–45.
- DILLY, O., POMPILI, L. & BENEDETTI, A. (2018). Soil micro-biological indicators separated land use practices in contrast to abiotic soil properties at the 50 km scale under summer warm Mediterranean climate in northern Italy. *Ecol. Indic.*, 84, 298–303.

- DIODATO, N. (2006). Predicting RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) monthly erosivity index from readily available rainfall data in Mediterranean area. *Environmentalist*, 26, 63–70. DOI: 10.1007/s10669-006-5359-x
- EUROPEAN COMMISSION (2021). World Atlas of Desertification. Retrieved from <https://wad.jrc.ec.europa.eu/>
- GARCÍA-RUIZ ET AL. (2015). Los efectos geoecológicos del cambio global en el Pirineo central español: una revisión a distintas escalas espaciales y temporales. *Pirineos*, 170.
- GLOBAL CHANGE RESEARCH PROGRAM (2021). Indicators of Change. Retrieved from <https://www.globalchange.gov/indicators>
- GUERMAZI, E., MILANO, M., REYNARD, E. & ZAIRI, M. (2019). Impact of climate change and anthropogenic pressure on the groundwater resources in arid environment. *Mitig Adapt Strateg Glob Change*, 24, 73–92.
- HOERLING, M., EISCHEID, J., PERLWITZ, J., QUAN, X., ZHANG, T. & PEGION, P. (2011). On the increased frequency of Mediterranean drought. *Journal of Climate*, 25, 2146–2161.
- 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) [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. (pp. 1-1.535). Cambridge: Cambridge University Press.
- IPCC (2014). Climate Change 2014: Synthesis Report (Contribution of Working Groups I, II, and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change) [Core Writing Team, Pachauri, R.K., Meyer, L.A. (Eds.)]. IPCC: Geneva.
- LAVEE, H., IMESON, A.C. & SARAH P. (1998). The impact of climate change on geomorphology and desertification along a Mediterranean arid transect. *Land Degradation and Development*, 9, 407–422.
- LÓPEZ-BERMÚDEZ, F. (1993). Reflexiones sobre la degradación de los suelos y su gestión sostenible en la Cuenca Mediterránea. *Paralelo*, 37 (16), 211–218.
- LUDWIG, W., BOUWMAN, A.F., DUMONT, E. & LESPINAS, F. (2010). Water and nutrient fluxes from major Mediterranean and Black Sea rivers: past and future trends and their implications for the basin-scale budgets. *Global Biogeochem Cycles*, 24.
- MARTÍN VIDE, J. (2004). Spatial distribution of a daily precipitation concentration index in peninsular Spain. *International Journal of Climatology*, 24, 959–971. DOI: 10.1002/joc.1030
- MARTÍNEZ-MURILLO, J.F., REMOND, R. & RUIZ-SINOGA, J.D. (2020). Validation of RUSLE K factor using aggregate stability in contrasted mediterranean eco-geomorphological landscapes (southern Spain). *Environ. Res*, 183, 109160. DOI:10.1016/j.envres.2020.109160.
- MEDITERRA (2008). Les futurs agricoles et alimentaires en Méditerranée. Centre international de Hautes Etudes Agronomiques Méditerranéennes. Paris: Presses de Sciences.
- MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO (2021). Desertificación y restauración forestal. Retrieved from <HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/DESERTIFICACION-RESTAURACION/DEFAULT.ASPX>
- MORÁN-ORDÓÑEZ, A., ROCES-DÍAZ, J.V., OTSU, K., AMEZTEGUI, A., COLL, L., LEFÈVRE, F., RETANA, J. & BROTONS, L. (2019). The use of scenarios and models to evaluate the future of nature values and ecosystem services in Mediterranean forests. *Regional Environmental Change*, 19, 415–428.
- NOSRATI, K. & COLLINS, A. (2019). A soil quality index for evaluation of degradation under land use and soil erosion categories in a small mountainous catchment, Iran. *J. Mt. Sci.*, 16, 2577–2590.

- OLCINA CANTOS, J., & RICO AMORÓS, A. M. (2000). Estudios sobre lluvias torrenciales e inundaciones en la provincia de Alicante (1982–1999). *Serie Geográfica*, 9, 71–93. RETRIEVED FROM [HTTP://HDL.HANDLE.NET/10045/23003](http://hdl.handle.net/10045/23003)
- PEREIRA, P., BOGUNOVIC, I., MUÑOZ-ROJAS, M. & BREVIK, E.C. (2018). Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5, 7–13.
- PÉREZ-GONZÁLEZ, M.E., SILLERO-MEDINA, J.A. & RUIZ-SINOGA, J.D. (2018). Evolución de usos del suelo y vulnerabilidad a partir de imágenes de satélite en el mediterráneo sur peninsular. XVI Coloquio Ibérico de Geografía—Península Ibérica no Mundo: Problemas e Desafíos para uma Intervenção Ativa da Geografia; SASUP: Lisboa, Portugal, pp. 1105–1113, ISBN 978-972-636-275-3.
- PLAN BLEU (2016). Mediterranean Strategy for Sustainable Development 2016–2025: investing in environmental sustainability to achieve social and economic development.
- PUIGDEFÁBREGAS, J. & MENDIZÁBAL, T. (1998). Perspectives on desertification: Western Mediterranean. *Journal of Arid Environments*, 39, 209–224.
- PUGNAIRE, F.I., LUQUE, M.T., ARMAS, C. & GUTIÉRRAZ, L. (2006). Colonization processes in semi-arid Mediterranean old fields. *J. Arid Environ.*, 65, 591–603. DOI:10.1016/j.jaridenv.2005.10.002.
- ROMERO DÍAZ, M. A., LÓPEZ BERMUDEZ F., THORNES J. B., FRANCIS C., & FISHER G. C. (1986). Variability of overland flow erosion rates in a semiarid mediterranean environment under matorral-cover, Murcia, Spain. *Catena Supplement*, 13, 1–11. Retrieved from https://www.researchgate.net/publication/266911264_Variability_of_overland_flow_erosion_rates_in_a_semi-arid_Mediterranean_Environment_under_matorral_cover_Murcia_Spain
- RUIZ, I., ALMAGRO, M., GARCÍA DE JALÓN, S., SOLÀ, M. & SANZ, M.J. (2019). Assessment of sustainable land management practices in Mediterranean rural regions. *Journal of Environmental Management*, 276, 111293.
- RUIZ-SINOGA, J. D., & ROMERO-DÍAZ, A. (2010). Soil degradation factors along a Mediterranean pluviometric gradient in Southern Spain. *Geomorphology*, 118, 359–368. DOI: 10.1016/j.geomorph.2010.02.003
- RUIZ-SINOGA, J.D. & MARTÍNEZ-MURILLO, J.F. (2012). Respuesta eco-hidrológica de los suelos en campos abandonados. (Sur de España). *Cuadernos de Investigación Geográfica* 2012, 38, 31–51. DOI: 10.18172/cig.1281.
- SENCIALES GONZÁLEZ, J. M., & RUIZ SINOGA, J. D. (2013). Análisis espacio-temporal de las lluvias torrenciales en la ciudad de Málaga. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 61, 7–24. DOI: [10.21138/bage.1533](https://doi.org/10.21138/bage.1533)
- SILLERO-MEDINA, J. A., HUESO-GONZÁLEZ, P., & RUIZ-SINOGA, J. D. (2019). La precipitación geomorfológica como elemento clave en el modelado del paisaje mediterráneo. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (82), 1–40. DOI: [10.21138/bage.2780](https://doi.org/10.21138/bage.2780)
- SILLERO-MEDINA, J. A., HUESO-GONZÁLEZ, P., & RUIZ-SINOGA, J. D. (2020B). Differences in the Soil Quality Index for Two Contrasting Mediterranean Landscapes in Southern Spain. *Land*, 9(11), 405. DOI: [10.3390/land9110405](https://doi.org/10.3390/land9110405)
- SILLERO-MEDINA, J. A., PÉREZ-GONZÁLEZ, M. E., MARTÍNEZ-MURILLO, & J. F., RUIZ-SINOGA, J. D. (2020A). Factors affecting eco-geomorphological dynamics in two contrasting Mediterranean environments. *Geomorphology*, 352. DOI: 10.1016/j.geomorph.2019.106996
- STERK, G. & STOOVVOGEL, J.J. (2020). Desertification—Scientific Versus Political Realities. *Land*, 9, 156.
- VAN DER KNIJFF, J.M., JONES, R.J.A. & MONTANARELLA, L. (2000). *Soil Erosion Risk Assessment in Europe*; European Soil Bureau. Joint Research Centre: Isapra, Italy.

- VANWALLEGHEM, T., GÓMEZ, J.A., INFANTE AMATE, J., GONZÁLEZ DE MOLINA, M., VANDERLINDEN, K., GUZMÁN, G., LAGUNA, A. & GIRÁLDEZ, J.V. (2017). Impact of historical land use and soil management change on soil erosion and agricultural sustainability during the Anthropocene. *Anthropocene*, 17, 13–29.
- VILCEK, J. & KOCO, S. (2018). Integrated index of agricultural soil quality in Slovakia. *J. Maps*, 14, 68–76.
- VOLTZ, M., LUDWIG, W., LEDUC, C. & BOUARFA, S. (2018). Mediterranean land systems under global change: current state and future challenges. *Regional Environmental Change*, 18, 619–622. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1295-9>

CAPACIDADES TRANSFORMATIVAS EN EL PLAN DE ACCIÓN TERRITORIAL DE LA HUERTA DE VALENCIA

TRANSFORMATIVE CAPACITIES IN THE TERRITORIAL ACTION PLAN HUERTA DE VALENCIA

Sergio Segura-Calero¹

1. INGENIO (CSIC-UPV, Universitat Politècnica de València)

serseca@upvnet.upv.es

Código ORCID 0000-0003-4803-2936

Resumen

Este trabajo preliminar se centra en el potencial de aprovechar el enfoque teórico de las transiciones a la sostenibilidad en la ordenación del territorio. Concretamente se ha procedido a aplicar el marco de capacidades transformativas territoriales propuesto por Wolfram (2016) en el caso del Plan de Acción Territorial de Ordenación y Dinamización de la Huerta de Valencia aprobado en 2018. El trabajo aplica este marco para realizar un análisis exploratorio de las capacidades transformativas territoriales, bajo una metodología cualitativa e interpretativa, sobre el proceso de elaboración del Plan. Los resultados preliminares, que aquí se presentan, permiten valorar las capacidades transformativas identificadas, así como considerar implicaciones sobre los procesos de gobernanza, los instrumentos de ordenación y su propia elaboración e implementación.

Palabras clave: ordenación del territorio, transición a la sostenibilidad, capacidades transformativas, Valencia

Abstract

The purpose of this piece of work is to inquire into the potentialities of spatial planning and the transition approaches toward sustainability. In that way, it has been developed the application of the transformative capacity framework proposed by Wolfram (2016). The case study focuses on the Territorial Action Plan of the Huerta de Valencia. The aim is to apply the conceptual framework to develop an exploratory assessment of the territorial transformative capacities related to spatial planning. The preliminary results consider implications on the governance and management processes.

Keywords: Spatial planning, sustainability transitions, transformative capacities, Valencia.

1. INTRODUCCIÓN

En este trabajo se parte de la premisa de que la ordenación del territorio requiere de nuevas formas y procedimientos en nuestras ciudades y territorios para afrontar los retos de sostenibilidad existentes. Ciertamente, según el IPCC (Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático, 2014) los impactos sobre los sistemas humanos y naturales han sido relacionados significativamente con el cambio climático. De acuerdo con la IEA (Agencia Internacional de Energía, 2018), entre 1990 y 2015, las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero debidas a la producción de energía aumentaron en un 45%. Además, desde UN-HABITAT (Naciones Unidas, Programa para los Asentamientos Humanos, 2016) también se anunció que las ciudades son responsables de más del 70% de las emisiones globales de carbono. Por último, según UN-DESA (Naciones Unidas, Departamento de Asuntos Económicos y Sociales, 2018), el 55% de la población mundial vive en áreas urbanas.

La aglomeración urbana de Valencia parece especialmente adecuada para analizar sus capacidades de transformación a través de su ordenación del territorio. Valencia es la tercera ciudad más grande con un ámbito metropolitano que incluye aproximadamente 1 500 000 personas. Según el Informe Dobris de la AEMA (Agencia Europea de Medio Ambiente, 1995), la huerta valenciana es reconocida como un paisaje singular en la región mediterránea. Esta huerta histórica, que rodea la ciudad, es crucial en cuanto a las necesidades para la transición urbana de Valencia. La Huerta es un paisaje cultural de interacción entre el ser humano y la naturaleza a lo largo de los siglos y es uno de los SIPAM (Sistemas de Patrimonio Agrario de Importancia Mundial) más relevantes para la FAO (Naciones Unidas, Organización para la Alimentación y la Agricultura, 2019). Además, tiene un sistema de riego medieval que conecta los tres ecosistemas acuáticos que lindan con la ciudad de Valencia: el río Turia, el parque natural de La Albufera y el mar Mediterráneo (Melo, 2018). Sin embargo, este paisaje no ha sido una prioridad del gobierno desde la crecida y catástrofe relacionada con el río en 1957. Después de esta fecha, la planificación territorial se centró en el desarrollo urbano y en las infraestructuras en lugar de valorar la huerta (Miralles, 2018). Además, este paisaje se ha visto presionado por las recientes expansiones de la ciudad. La superficie artificial de Valencia aumentó en 8000 ha durante el período 1984-2011 (Fernández y López, 2015). La expansión urbana también fue acelerada por el *boom* inmobiliario español de 1998-2008, cuyas consecuencias activaron nuevos movimientos sociales para proteger la vida en la huerta de Valencia (Palau-Salvador et al., 2019). En 2000, una iniciativa legislativa popular recogió 118 000 firmas a favor de una ley y un plan territorial específico para proteger la huerta valenciana. Ambos instrumentos normativos fueron, no sin dificultades durante este largo periodo, finalmente aprobados en 2018 (Miralles, 2018). Así, a lo largo de todos estos años hasta la aprobación en 2018 del PAT HUERTA (Plan de Acción Territorial de la Huerta de Valencia), han surgido iniciativas disruptivas para proteger este entorno hortelano. Sin duda, hoy la ciudad presenta un liderazgo más equilibrado entre las instituciones públicas, la sociedad civil, las iniciativas del sector privado y el resto de grupos y actores territoriales interesados en la huerta de Valencia (Palau-Salvador et al., 2019).

En este trabajo se estudian las capacidades transformativas territoriales y sus factores en el marco del PAT HUERTA. El objetivo se centra en aplicar un marco con-

ceptual de capacidades transformativas urbanas que sirve de base para realizar un análisis exploratorio, bajo una metodología cualitativa interpretativa, con el fin de valorar dichas capacidades y las implicaciones estratégicas para la ordenación del territorio y la transición a la sostenibilidad.

En el siguiente apartado se presenta el marco teórico y se expone el marco conceptual aplicado para el análisis exploratorio del trabajo. Posteriormente, se describe la metodología para la recolección, evaluación e interpretación de datos. Finalmente, se muestran y discuten los hallazgos iniciales de esta investigación, junto con las principales conclusiones.

2. EL ENFOQUE DE TRANSICIONES PARA LA ORDENACIÓN DEL TERRITORIO

La transición a la sostenibilidad es entendida como un conjunto de procesos de cambio profundos tanto sociales, económicos y ambientales, a la vez que culturales, institucionales y organizacionales (Grin et al., 2010). Por tanto, se asume que las interacciones entre estos procesos de cambio se ven reforzadas recíprocamente. Además, el enfoque de las transiciones socio-técnicas a la sostenibilidad subraya la importancia de la perspectiva multinivel (Geels, 2002) como teoría de rango medio que destaca la tensión existente entre los procesos locales de innovación emergentes (nichos) y el régimen institucional establecido. De esta manera, la gobernanza, los espacios de reflexividad y la capacidad o agencia de los actores implicados para realizar cambios en el sistema resultan fundamentales.

De esta manera, la comunidad científica internacional de estudios sobre transición a la sostenibilidad con un enfoque transformativo cada vez presta más atención a las aproximaciones científicas con base territorial (Köhler et al., 2019), por lo que resulta fundamental identificar y analizar los factores esenciales y los procesos innovadores para acelerar dicha transición.

A nivel teórico, las diferentes escuelas en el campo de las transiciones a la sostenibilidad presentan distintos enfoques (Frantzeskaki et al., 2018). Entre estos, encontramos el enfoque de gestión de las transiciones o *transition management* que se fundamenta en el marco de la gobernanza con la intención de incidir en las transiciones para alcanzar y acelerar la sostenibilidad. Este enfoque de intervención de procesos también dispone de metodologías para preparar el escenario de transición, visualizarlo y construir proyectos experimentales en la práctica (Rotmans et al., 2001; Loorbach, 2007; Wittmayer et al., 2018).

Por otro lado, en todos estos enfoques, ha surgido con fuerza una perspectiva multiactor que da mayor importancia a la gobernanza y al papel de los actores, sus redes y su capacidad para favorecer transiciones sostenibles. Esto ha recibido una atención creciente durante la última década, al mismo tiempo que se ha reconocido su importancia en procesos de cambio sistémico (Frantzeskaki et al., 2018). Siguiendo a Grin et al. (2010), las sociedades están formadas por redes interconectadas de actores que interactúan de muchas formas, en diferentes niveles y dentro de diversos ámbitos sociales.

A parte de todo esto, se ha hecho un llamamiento para que se preste atención a los juegos de poder y a la propia política, ya que los temas tratados suponen una gran

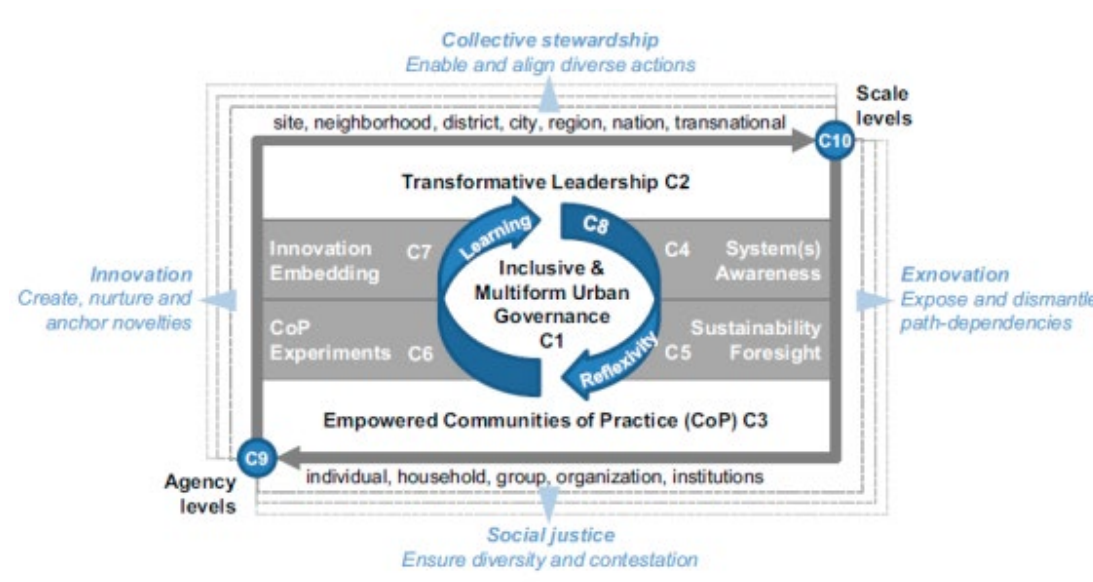
dosis de disputa, conflictos de poder e intereses, lo que a menudo se ha pasado por alto (Frantzeskaki et al., 2018). Por otra parte, Gillard et al. (2016) afirman que para ser transformadores, los enfoques de transición deben incorporar las ciencias sociales para explicar el poder, la política y las relaciones sociales porque son centrales para dar cuenta de los valores, las visiones del mundo y los discursos institucionalizados que están involucrados en el cambio social. En esta línea, Avelino y Wittmayer (2016) desarrollan una perspectiva de múltiples actores para comprender la política en el cambio transformador y quién está involucrado en el proceso de toma de decisiones. De esta manera, los autores conceptualizan las relaciones de poder cambiantes entre los actores con énfasis en los procesos de empoderamiento y desempoderamiento. Por tanto, se reconoce el importante papel de la gobernanza, el poder y la capacidad para desarrollar procesos de transformación.

Teniendo en cuenta todas estas perspectivas, hasta hace poco, se puede decir que las contribuciones en el campo de las transiciones a la sostenibilidad han seguido principalmente un enfoque sectorial (energía, agua, alimentos, etc.). Las transiciones territoriales, sin embargo, implican la alineación de recursos y actores multisectoriales dentro de un entorno geográfico dado. Concretamente, los ámbitos urbanos, como la ciudad de Valencia, son lugares donde confluye la multiplicidad dimensional característica de las transiciones a la sostenibilidad (Frantzeskaki et al. 2017). De hecho, Wolfram et al. (2019) sugieren desafiar y reinventar la planificación territorial y urbana como un instrumento clave para el desarrollo de capacidades de transformación en relación con su potencial enfoque intersectorial, multiescala, multiactor, basado en el lugar y con un carácter integral. Además, ya se han destacado las complementariedades existentes entre la planificación normativa territorial, especialmente la urbana, y la gestión de las transiciones con un carácter más flexible y dinámico (Wolfram et al. 2016). De la misma manera se puede reconocer que la propia política de ordenación del territorio tiene un papel clave en el desarrollo de capacidades transformadoras. Es por todas estas razones que este trabajo se basa en la concepción holística de Wolfram y en su marco conceptual sobre la capacidad transformadora territorial-urbana, entendida como la capacidad colectiva de los actores interesados e involucrados en los procesos de desarrollo territoriales para concebir, prepararse, iniciar y realizar cambios alternativos hacia la sostenibilidad dentro de los sistemas complejos que suponen las ciudades y sus relaciones (Wolfram, 2016).

Como se muestra en la Figura 1, el marco está formado por 10 componentes interdependientes. Los tres primeros están relacionados con el análisis de las interrelaciones entre actores y su agencia para el cambio (C1-C3). C1- La “gobernanza urbana inclusiva y multiforme” evalúa la participación de las partes interesadas en la planificación, la diversidad de interacciones formales e informales entre los actores territoriales y la calidad de los actores con rol de intermediarios. C2- El “liderazgo transformador” identifica los líderes individuales o colectivos en el sector público, la sociedad civil o el sector privado. C3- Las “comunidades de práctica empoderadas” identifica la autonomía de estas comunidades. Otros cinco componentes (C4-C7) están vinculados a procesos de desarrollo para la transición. C4- La “conciencia sistémica” comprueba el análisis de los sistemas y la comprensión de las dependencias de ruta; C5- la “visión sostenible” da importancia a la visión participativa y los diseños de escenarios alternativos. El componente C6-, responde a la “experimentación

práctica” que evalúa la existencia de nuevas soluciones innovadoras y proyectos. C7- La “Integración de la innovación” identifica el acceso a los recursos y la flexibilidad de los marcos reguladores para incorporar las innovaciones. Según Wolfram (2016), C8- la “reflexividad y aprendizaje social” son un componente vital para enriquecer los resultados de los cuatro componentes de procesos anteriores a través de la supervisión y la reflexividad colectiva. Los últimos componentes muestran las necesidades de desarrollo de capacidades que ocurren en diferentes C9- “niveles de agencia” y C10- “niveles de escala” como dimensiones relacionales necesarias para el cambio (Wolfram, 2016).

Figura 1: Marco de componentes de la capacidad transformativa urbano-territorial



Fuente: Wolfram et al. (2019, p. 439).

3. METODOLOGÍA

La metodología de investigación se basa en métodos cualitativos que incluyen entrevistas semiestructuradas y análisis de documentos, normativas y trabajos de investigación. Este trabajo sigue las aplicaciones previas del marco conceptual de Wolfram en investigaciones sectoriales centradas en casos de sistemas de regeneración urbana (Wolfram, 2018) y sistemas de gobernanza energética (Wolfram, 2019). Los datos primarios se recopilaron a través de entrevistas semiestructuradas con 8 actores territoriales clave que participaron en los procesos de elaboración del PAT HUERTA de Valencia que fue aprobado en diciembre de 2018. También se recopilaron datos primarios complementarios a través de eventos locales y de la asistencia a otras reuniones y jornadas académicas. Para recibir las primeras impresiones del proceso, las entrevistas se realizaron entre enero de 2019 y mayo de 2019, a través de una representación equilibrada de actores: academia, administración (regional y local), sociedad civil y organizaciones no gubernamentales (ONG) (Tabla 1).

Tabla 1: Listado de entrevistas.

ID	Actores	Categoría
1	Dirección General de Planificación Territorial (Gen. Valenciana)	Administración
2	Secretaría General de Planificación Territorial (Gen. Valenciana)	Administración
3	Servicio de Planificación (Ayuntamiento de Valencia)	Administración (local)
4	<i>Per l`Horta</i>	ONG
5	Cercle (Coop.)	Intermediario(Privado)
6	Tribunal de las Aguas de Valencia	Intermediario(Público)
7	Departamento de Urbanismo (<i>Universitat Politècnica de València</i>)	Academia
8	Departamento de Geografía (<i>Universitat de València</i>)	Academia

Fuente: elaboración propia.

En cada caso, las entrevistas fueron grabadas y duraron una hora. El cuestionario estuvo compuesto por los 10 componentes del marco de capacidad transformadora urbana que ya fueron subdivididos anteriormente en 18 subcomponentes por Wolfram (2018 y 2019). Además, también se pidió a los entrevistados que evaluaran los 18 subcomponentes del marco en una escala Likert de 5 niveles. Los puntos de los entrevistados se agregaron por subcomponentes para mostrar la visión general de las partes interesadas.

Por otra parte, también se analizaron fuentes secundarias relevantes como documentos de planificación territorial, trabajos de investigación y medios de comunicación para contextualizar la información de las entrevistas. Todos los datos recopilados permitieron triangular las valoraciones de los 18 subcomponentes. Por último, se debe tener en consideración que las evaluaciones de los distintos actores se basaron en sus percepciones de la realidad, mientras que las interpretaciones de la investigación muestran una visión general tras la triangulación de los datos con todas las fuentes empleadas. Esto permitió realizar una evaluación diferencial que fue útil para enriquecer la discusión y las conclusiones.

4. EL CONTEXTO VALENCIANO HASTA LA APROBACIÓN DEL PLAN DE ACCIÓN TERRITORIAL DE LA HUERTA DE VALENCIA.

A principios del siglo XXI, todos los trabajos de investigación y medios de comunicación mostraban la ordenación del territorio valenciano como una política inconsistente. Esta tradición de ausencia de planificación integral se ha desarrollado y argumentado en investigaciones anteriores (Segura-Calero, 2017; Segura y Pedregal, 2017). De esta forma, los desarrollos territoriales valencianos fueron liderados por la urbanización como un “tsunami”, especialmente en el ámbito litoral donde el impacto residencial del turismo de masas alcanzó su punto álgido. En particular, en la ciudad de Valencia la expansión urbana también se aceleró por el boom inmobiliario español, aumentando la venta de suelo en la periferia urbana y, por tanto, afectando significativamente la huerta (Fenández y López, 2015). Esto también aumentó no solo los cos-

tes ambientales, sino también los de gestión administrativa de escala metropolitana (Gielen, 2015). Lo cierto es que la falta de una ordenación urbanística o territorial de escala metropolitana (45 municipios) durante todos estos años parece haber sido persistente hasta la aprobación de la Ley de la Huerta y del PAT HUERTA en 2018. De esta manera, cabe recordar que hubo un proceso de reclamación colectiva, que ha durado 50 años, para proteger la Huerta de Valencia hasta que en el año 2000 se propuso la Iniciativa Legislativa Popular (ILP) que recogió 118 000 firmas (Miralles, 2018). Únicamente ahora, desde 2015 con el cambio de gobierno, se puede reconocer un verdadero cambio político que acarrea y nuevos factores potenciales hacia la transición a la sostenibilidad a través de desafiar y reorientar la planificación territorial en Valencia.

De acuerdo con los entrevistados, los procesos de participación en el PAT HUERTA fueron los más diversos, extendidos e inclusivos a los que habían asistido. Estos procesos participativos se iniciaron en 2006 como un serio esfuerzo administrativo para recoger valoraciones y aprendizajes de manera formal pero también hubo reuniones informales que aportaron conocimiento. Se dio por tanto relevancia a las distintas redes y a la diversidad de espacios de gobernanza, a pesar de la existencia de la tradición y obsolescencia del sistema de gobernanza descendente. Por tanto, esas nuevas experiencias de participación se han considerado un gran éxito. Sin embargo, aún persiste la falta de confianza y cohesión entre los actores territoriales implicados.

Por otra parte, los roles de intermediación generalmente se han derivado al sector privado durante los procesos de elaboración de planes territoriales, pese a ello, el Consejo de la Huerta ha sido reconocido por el propio PAT HUERTA y la Ley de la Huerta, como un organismo capaz de coordinar la toma de decisiones multiactor. En la actualidad, el Consejo se encuentra constituido pero iniciando su desarrollo. Concretamente se trata de una entidad de gestión e intermediación oficial que representa a todos los actores interesados de la huerta. Las expectativas sobre esta entidad son grandes y su única referencia con características similares podría ser la Autoridad Metropolitana del Transporte, que coordina los temas de movilidad entre los actores del espacio metropolitano de Valencia.

Sin duda, una nueva voluntad política fue particularmente esencial para lograr la aprobación del PAT HUERTA. Este liderazgo se deriva del esfuerzo planificador de la administración regional durante años que introdujo y articuló las bases del concepto de infraestructura verde en los procesos de planificación territorial estratégica en la Comunidad Valenciana. Además, el Ayuntamiento de Valencia y el propio alcalde jugaron un papel importante a favor de la protección de la huerta. Por otro lado, los liderazgos sociales fortalecieron las visiones colectivas hacia la sostenibilidad que fueron también asumidas por la administración local y regional. Por ejemplo, el grupo *Per L'Horta*, es una de estas comunidades emergentes para proteger la huerta de Valencia, con un carácter disruptivo. Son también herederos de la ILP. Asimismo, los movimientos sociales *Salvem* se han involucrado en todos los conflictos territoriales metropolitanos de Valencia. Sin embargo, las ONG ambientales de escala nacional no fueron tan relevantes en estos asuntos propiamente valencianos. No obstante, colectivos agroalimentarios como CERAI, a favor de la soberanía alimentaria, están emergiendo como comunidades de prácticas donde la coproducción del conocimiento y los espacios para el aprendizaje compartido están creciendo. Por otra parte, asociaciones de agricultores como *La Unió de L'auradors i Ramaders*, también contribuyeron a los procesos de ordenación del

territorio como actores interesados en la huerta de Valencia. Igualmente, el rol de los académicos también fue relevante en términos de coproducción de conocimiento y destacando las aportaciones de investigación realizadas sobre el ámbito de la huerta. Por ejemplo, merece la pena nombrar la Cátedra Tierra Ciudadana que es una institución importante de la *Universitat Politècnica de València*, donde surgió la propuesta de SIPAM para la FAO. La Cátedra se ha convertido en un espacio de investigación, reflexión crítica, intercambio, formación y divulgación en torno a las ciencias agronómicas y sociales que hace especial hincapié en el entorno hortelano valenciano. De todas formas, de acuerdo con las entrevistas realizadas, se debe matizar que existe una falta generalizada de recursos que respalden todas estas iniciativas, así como que no se ha logrado una gran masa de personas para lograr todos sus objetivos marcados.

Por otra parte, como indican todos los actores entrevistados, no existe una visión compartida real, sino una parcial que proporciona cierta orientación. De la misma manera, también reconocen que los escenarios alternativos y la visión de futuro compartida no se desarrolla plenamente en el PAT HUERTA. Además, no existen líneas de base claras y compartidas que indiquen el camino a seguir en términos de sostenibilidad. Por otro lado, como contraparte a la ausencia de una conciencia sistemática de la administración, existe un importante *know-how* en la gestión de conflictos territoriales y agroalimentarios entre la complejidad del sistema de actores. Concretamente, los principales conflictos en la huerta de Valencia han estado relacionados con los derechos de propiedad y el dilema que surge entre la producción y la protección en el ámbito agrario. Mientras tanto, se han realizado diversos análisis de carácter informal sobre las estructuras de gobernanza y las relaciones sistémicas en la Huerta por parte de diferentes colectivos que ofrecen una visión enriquecida de los diagnósticos oficiales. De esta forma, para los distintos actores, se pone de manifiesto que la coproducción de conocimiento ha alcanzado su apogeo en la Huerta y especialmente con el diagnóstico del PAT HUERTA. Lo cierto es que, aunque de forma no sistematizada, los actores territoriales tienen herramientas suficientes para reconocer las inercias institucionales, las barreras y los catalizadores del cambio. Mientras tanto, las prácticas innovadoras para resolver estas barreras son posibles, pero el carácter integral de la ordenación del territorio implica problemas complejos de regulación y coordinación multisectorial. Sin embargo, desde los movimientos sociales se advierte que las estructuras institucionales aún son lentas para apoyar prácticas innovadoras hacia la sostenibilidad.

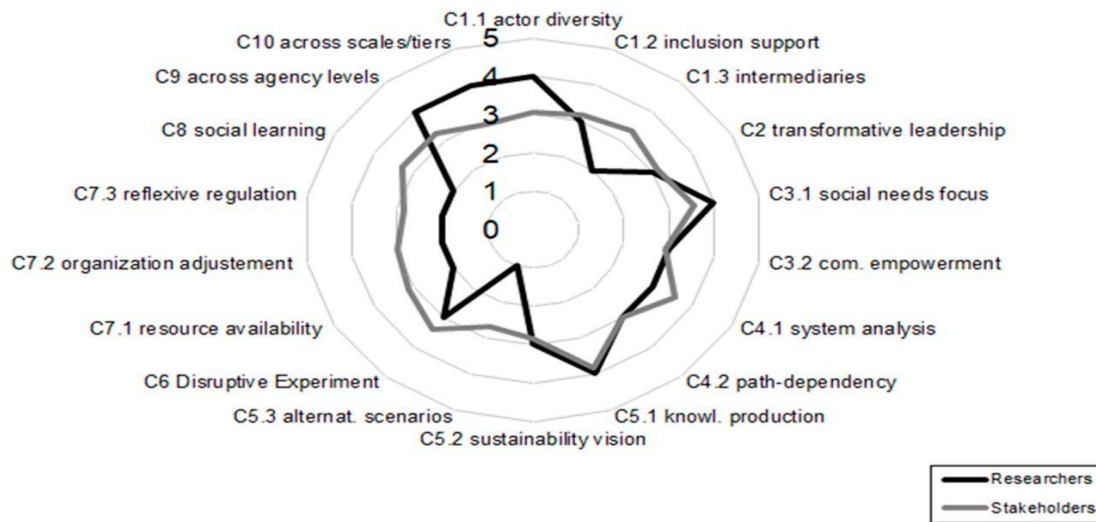
Por último, en general se observa que hay una ausencia de prácticas encaminadas a la rendición de cuentas y a las tareas de seguimiento. No obstante, según los entrevistados, se ha notado una mejora en relación con la transparencia institucional. Además, gracias a la posición de liderazgo del Ayuntamiento de Valencia, la experiencia de planificación ha reforzado los procesos de reflexividad y aprendizaje social formales e informales para los cuales se podría demandar todavía mayor sistematización y continuidad.

5. DISCUSIÓN SOBRE CAPACIDADES TRANSFORMATIVAS Y CONCLUSIÓN PRELIMINAR

Gracias a la triangulación entre las opiniones obtenidas con las entrevistas y la valoración de conjunto realizada a través de las componentes del marco del trabajo de

investigación (Figura 2), en este apartado final se ofrecen unas valoraciones y conclusiones que remarcan los principales hallazgos y lecciones.

Figura 2: Valoración de los actores por subcomponentes de las capacidades transformativas.



Nota: En negrita la valoración de los resultados de investigación. Fuente: elaboración propia.

En primer lugar, en relación con las interrelaciones entre actores y su capacidad para el cambio (componentes C1-C3), los procesos de participación del PAT HUERTA han sido más cuidadosos e inclusivos que nunca pero se advierte de que las redes de gobernanza del sistema parecen estar aún en desarrollo. Por otro lado, hay un buen número de colectivos sociales que comparten y apoyan una visión hacia la sostenibilidad pero aún faltan espacios que superen las barreras institucionales tradicionales. Además de todos estos factores, existen liderazgos diversos en los que todavía perduran las reticencias entre el pensamiento urbano y el rural, lo que impide la cohesión pese a que existe un enfoque común basado en las necesidades sociales y la sostenibilidad.

En segundo lugar, atendiendo a los procesos de desarrollo fundamentales para la transición (C4-C8), en general, se refleja que los procesos de elaboración y aprobación del PAT HUERTA han supuesto un cambio positivo e incluso radical en comparación con la planificación territorial y urbana del pasado. Sin embargo, debe mantenerse un punto de vista crítico debido a la falta de estructuras transformadoras de forma sistemática en la administración y el acceso insuficiente a recursos detectado por parte de las iniciativas de base social. A su vez, se ha detectado una regulación flexible para apoyar estas iniciativas innovadoras, pero existe una sensación de burocracia excesiva por parte de los actores interesados. De forma general, se percibe una falta de coordinación y de mayor sistematización que refuerce los espacios de reflexión y aprendizaje colectivo de carácter informal que han sido desarrollados. Asimismo, las tareas de seguimiento deberían implementarse aún más para garantizar la calidad de la retroalimentación y la futura reorientación de la planificación territorial con carácter estratégico.

En tercer lugar, en relación con las dimensiones relacionales (C9-C10), se ha notado el carácter integral propio de la ordenación del territorio por lo que a lo largo de todos los procesos de planificación se han notado y considerado cuestiones relacionadas con la multiplicidad de actores y escalas administrativas y territoriales.

En conclusión, este trabajo muestra que, gracias a la aplicación del marco de Wolfram para evaluar la capacidad transformativa hacia la sostenibilidad, se puede ayudar a diseñar nuevos enfoques en materia de planificación territorial y urbana. De esta manera, este trabajo de investigación también destaca que es necesario mejorar en la creación de una visión colectiva de futuro sostenible, para lo que resulta clave trabajar con escenarios alternativos y fortalecer la reflexión y el aprendizaje colectivo. Tal cambio implica tener en cuenta procesos de desaprendizaje y replantear desde un punto de vista crítico las estructuras actuales. Además, los recursos, el trabajo en red y los mecanismos de intermediación entre actores se han considerado aspectos clave para la transición hacia la sostenibilidad en Valencia. Finalmente, merece la pena concluir este trabajo de investigación destacando el potencial del mismo para permitir la reflexión entre los propios actores involucrados, especialmente en relación con las fortalezas y debilidades presentes en esta aproximación a las capacidades transformativas en la ordenación del territorio en Valencia.

AGRADECIMIENTOS

Agradecer a todas las instituciones y a los entrevistados por su amable cooperación. Este trabajo fue financiado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades de España gracias a un contrato Juan de la Cierva (Programa Estatal de Promoción del Talento y su Empleabilidad en I+D+i, Ayudas Ramón y Cajal). Además, el trabajo está relacionado con el proyecto “Fomento de espacios de reflexividad y gobernanza territorial para la transición a la sostenibilidad del sistema agroalimentario” (código: ADSIDEO-1909) del Centro de Cooperación al Desarrollo de la Universitat Politècnica de València.

REFERENCIAS

- AVELINO, F. & WITTMAYER, J.M. (2016). Shifting Power Relations in Sustainability Transitions: A Multi-actor Perspective. *Journal of Environmental Policy & Planning*, 18(5), 628–649. DOI: 10.1080/1523908X.2015.1112259
- EEA (1995). *The Dobris Assessment Report 1*. Retrieved from <https://www.eea.europa.eu/publications/92-826-5409-5>
- FERNÁNDEZ-GIMENO, L. & LÓPEZ-GARCÍA, M.J. (2015). Urban expansion of the Valencia Metropolitan Area during the period 1984–2011 from Landsat TM and ETM+ imagery. *Revista de Teledetección*, 44, 1–14. DOI: 10.4995/raet.2015.3628
- FRANTZESKAKI, N., BROTO, V.C., COENEN, L., & LOORBACH, D. (2017). *Urban Sustainability Transitions*. New York, U.S.: Routledge.
- GEELS, F.W. (2002). Technological transitions as evolutionary reconfiguration processes: a multi-level perspective and a case-study. *Research Policy*, 31(8), 1257–1274. DOI: 10.1016/S0048-7333(02)00062-8

- GENERALITAT VALENCIANA, LEY 5/2018, DE 6 DE MARZO, DE LA GENERALITAT, DE LA HUERTA DE VALÈNCIA, DOGV N. 8252 DE 12.03.2018. RETRIEVED FROM <HTTPS://WWW.DOGV.GVA.ES/VA/ELI/ES-VC/L/2018/03/12/5/>
- GIELEN, E. (2015). *Costes del Urban Sprawl para la Administración local. El caso valenciano*. Thesis, Universitat de Valencia, Spain. Retrieved from <https://riunet.upv.es/handle/10251/62866>
- GRIN, J., ROTMANS, J. & SCHOT, J. (2010). *Transitions to Sustainable Development: New Directions in the Study of Long Term Transformative Change*. London, U. K.: Routledge.
- GILLARD, R., GOULDSON, A., PAAVOLA, J. & ALSTINE, J.V. (2016). Transformational responses to climate change: beyond a systems perspective of social change in mitigation and adaptation. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 7(2), 251–265. DOI: 10.1002/wcc.384
- IEA (2018). *CO2 Emissions from Fuel Combustion 2018: Overview*. Paris, France: International Energy Agency.
- IPCC (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R.K. Pachauri & L.A. Meyer (eds.)] Geneva, Switzerland: IPCC.
- KÖHLER, J., GEELS, F. W., KERN, F., MARKARD, J., ONSONGO, E., WIECZOREK, A., ... WELLS, P. (2019). An agenda for sustainability transitions research: State of the art and future directions. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 31, 1–32. DOI: 10.1016/j.eist.2019.01.004
- LOORBACH, D. (2007). Governance for sustainability. *Sustainability: Science, Practice and Policy*, 3(2), 1–4. DOI: 10.1080/15487733.2007.11907996
- MELO, C. (2018). City and country relationships in the metropolitan area of València: Territorial policies for l'horta landscape. En N. Baron-Yelles & J. Romero González (eds.), *Cultura Territorial e Innovación Social: ¿Hacia Un Nuevo Modelo Metropolitano En Europa Del Sur?* (pp. 427–440). Valencia: Universitat de València.
- MIRALLES I GARCIA, J.L. (2018). New policies for the management of periurban agricultural spaces. The case of L'Horta de València (Spain). *International Journal of Design & Nature and Ecodynamics*, 13(4), 361–372. DOI: 10.2495/DNE-V13-N4-361-372
- PALAU-SALVADOR, G., DE LUIS, A., PÉREZ, J.J. & SANCHIS-IBOR, C. (2019). Greening the post crisis. Collectivity in private and public community gardens in València (Spain). *Cities*, 92, 292–302. DOI: 10.1016/j.cities.2019.04.005
- PAT HUERTA (2018). *Plan de Acción Territorial de Ordenación y Dinamización de la Huerta de València*. Valencia: Conselleria de Vivienda, Obras Públicas y Vertebración del Territorio, Generalitat Valenciana. Retrieved from <http://www.habitatge.gva.es/es/web/planificacion-territorial-e-infraestructura-verde/huerta-de-valencia>
- ROTMANS, J., KEMP, R. & VAN ASSELT, M. (2001). More evolution than revolution: transition management in public policy. *Foresight*, 3(1), 15–31. DOI: 10.1108/14636680110803003
- SEGURA-CALERO, S. (2017). *Spatial planning monitoring and evaluation. A comparative international analysis*. Thesis, University of Seville. Retrieved from <http://hdl.handle.net/11441/64003>
- SEGURA, S., & PEDREGAL, B. (2017). Monitoring and Evaluation Framework for Spatial Plans: A Spanish Case Study. *Sustainability*, 9, 1706, 1–19. DOI: 10.3390/su9101706
- UN DESA, UNITED NATIONS, DEPARTMENT OF ECONOMIC AND SOCIAL AFFAIRS, POPULATION DIVISION (2018). *The World's Cities in 2018—Data Booklet (ST/ESA/SER.A/417)*. Retrieved from https://www.un.org/en/events/citiesday/assets/pdf/the_worlds_cities_in_2018_data_booklet.pdf
- WITTMAYER, J.M., VAN STEENBERGEN, F., FRANTZESKAKI, N. & BACH, M. (2018). Transition Management: Guiding Principles and Applications. En N. Frantzeskaki, K. Hölscher, M. Bach & F. Avellino (eds.), *Co-creating Sustainable Urban Futures: A Primer on Applying Transition Management in Cities* (pp. 81–101). Springer International Publishing. DOI: 10.1007/978-3-319-69273-9_4

- WOLFRAM, M. (2019). Learning urban energy governance for system innovation: an assessment of transformative capacity development in three South Korean cities. *Journal of Environmental Policy & Planning*, 21(1), 30–45. DOI: 10.1080/1523908X.2018.1512051
- WOLFRAM, M. (2018). Assessing transformative capacity for sustainable urban regeneration: A comparative study of three South Korean cities. *Ambio*, 48(5), 478–493. DOI: 10.1007/s13280-018-1111-2
- WOLFRAM, M. (2016). Conceptualizing urban transformative capacity: A framework for research and policy. *Cities*, 51, 121–130. DOI: 10.1016/j.cities.2015.11.011
- WOLFRAM, M., BORGSTRÖM, S. & FARRELLY, M. (2019). Urban transformative capacity: From concept to practice. *Ambio*, 48(5), 437–448. DOI: 10.1007/s13280-019-01169-y
- WOLFRAM, M., FRANTZESKAKI, N. & MASCHMEYER, S. (2016). Cities, systems and sustainability: status and perspectives of research on urban transformations. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 22, 18–25. DOI: 10.1016/j.cosust.2017.01.014

ANÁLISIS DE LOS CAMBIOS EN EL USO DEL SUELO AGRARIO Y SU RELACIÓN CON LA EVOLUCIÓN DE LAS CONDICIONES CLIMÁTICAS EN EL ÁMBITO MEDITERRÁNEO ANDALÚZ DURANTE LOS ÚLTIMOS 30 AÑOS (1991-2021)

ANALYSIS OF THE CHANGES IN THE USE OF AGRICULTURAL LAND AND THEIR RELATION TO THE EVOLUTION OF CLIMATE CONDITIONS IN THE ANDALUSIAN MEDITERRANEAN AREA DURING THE LAST 30 YEARS (1991-2021)

Federico B. Galacho-Jiménez¹

1 Universidad de Málaga, Grupo Análisis Geográfico, Departamento de Geografía, fbgalacho@uma.es, código ORCID: 0000-0003-0355-2719.

José M^o Senciales- González²

2 Universidad de Málaga, Grupo Geografía Física y Territorio, Departamento de Geografía, senciales@uma.es, código ORCID: 0000-0002-7858-1357.

Julián Molina-Luque³

3 Universidad de Málaga, Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales, Departamento de Economía Aplicada, julian.molina@uma.es, código ORCID: 0000-0002-1006-875X.

José D. Ruiz-Sinoga⁴

4 Universidad de Málaga, Grupo Geografía Física y Territorio, Departamento de Geografía, sinoga@uma.es, código ORCID: 0000-0002-2303-0881.

Resumen

La dinámica de cambios en los usos de suelo agrarios en el ámbito mediterráneo andaluz durante los últimos 30 años ha conllevado transformaciones excepcionales en muchos aspectos. La puesta en cultivo de espacios agrícolas en regadío ha seguido un proceso no planificado, al margen de las disponibilidades hídricas y de las condiciones impuestas por las condiciones climáticas que se van imponiendo actualmente. El objeto de este trabajo es realizar un estudio y análisis sistemático de las transformaciones y los cambios en el uso del suelo, ya sea por abandono o sustitución de cultivos o causas diversas de degradación. Para llevar a cabo este objetivo proponemos una metodología que parte de la obtención de los datos de usos del suelo y climáticos que facilitarán avanzar en conocer las modificaciones realizadas en el territorio, para después evaluar los cambios de coberturas, cuantificarlos y conocer dónde se han producido las variaciones. El ámbito de estudio mencionado es un área especialmente sensible, no solo debido a la proximidad del océano atlántico, sino también porque durante el último medio siglo se ha convertido en un espacio de oportunidad, con una extraordinaria modificación de los diferentes usos agrícolas y forestales.

Palabras clave: dinámicas usos del suelo, ecosistemas, actividad agrícola, SIG, condiciones climáticas.

Abstract

The dynamics of changes in agricultural land uses in the Andalusian Mediterranean area during the last 30 years has led to exceptional transformations in many aspects. The cultivation of irrigated agricultural spaces has followed an unplanned process, regardless of the availability of water and the conditions imposed by the climatic conditions that are currently being imposed. The purpose of this work is to carry out a systematic study and analysis of the transformations and changes in land use, whether due to abandonment or substitution of crops, or various causes of degradation. To carry out this objective, we propose a methodology that starts from obtaining data on land use and climate that will facilitate progress in knowing the modifications made in the territory, and then evaluate the changes in coverage, quantify them and determine where they have occurred. The mentioned field of study is a particularly sensitive area, not only due to the proximity of the Atlantic Ocean, but also because during the last half century it has become a space of opportunity, with an extraordinary modification of the different agricultural and forestry uses.

Keywords: land cover change –LCC–, mediterranean ecosystems, agricultural activity, GIS, climatic conditions.

1. INTRODUCCIÓN

Los espacios rurales han venido sufriendo un proceso desigual de desarrollo y ocupación, proceso relacionado en gran medida con el desarrollo de sus orientaciones agrarias y productivas y con su localización o proximidad respecto a los espacios urbanos más dinámicos. Ello ha producido diversas orientaciones agrarias con sus correspondientes cambios en la dinámica de los usos del suelo agrícola, ha derivado en diferentes matices en sus estructuras sociales y en una dispar diversificación de la economía rural. Y, como exponen Ocaña *et al.* (1998: 10) “*los rasgos específicos de las actividades rurales han concretado también rasgos peculiares de la sociedad rural*”.

Por ello, nuestro objetivo se centrará en conocer la dinámica de los cambios en los usos del suelo en el ámbito de estudio y analizar si las condiciones climáticas es uno de los agentes que los han producido. Para ello realizaremos un análisis espacio-temporal de los cambios en los usos del suelo como indicador de las orientaciones agrarias y productivas y haremos una representación en el territorio de dichos cambios.

Los estudios sobre los cambios en los usos del suelo centran numerosos trabajos de investigación recientes sobre las zonas rurales. Los efectos de los cambios de usos en el medio natural son analizados en sus efectos sobre los servicios ecosistémicos y sus repercusiones en el funcionamiento de los ecosistemas naturales, siendo tema de interés el papel de las transformaciones de las cubiertas vegetales, y destacable el de los bosques en la regulación del clima (Cui *et al.*, 2021; Beilin *et al.*, 2014; Sun *et al.*, 2021). En esta línea también se tratan los impactos y las consecuencias de los cambios desde la perspectiva del funcionamiento de los ciclos físicos, cómo los cambios de uso de la tierra alteran la escorrentía superficial, afectando a los procesos hidrológicos y viéndose acentuado este hecho por la modificación de los patrones de precipitación y

temperatura debido al cambio climático (Daneshi *et al.*, 2021). En las regiones mediterráneas se puede observar cómo ciertos procesos de degradación de la tierra por abandono de la agricultura, y viceversa, desencadenan los cambios en los usos del suelo (Meléndez *et al.*, 2014, Corbelle *et al.*, 2012; Tomaz *et al.*, 2013). Otros trabajos relacionan la competencia por los usos del suelo y el deterioro de las condiciones físicas o naturales: el deterioro de calidad de los suelos en espacios con gran capacidad agrícola y el agotamiento de los recursos hídricos como factores que activan o favorecen las dinámicas de cambios hacia otros usos y hacia la irrupción de los usos urbanos a largo plazo (Ferrara *et al.*, 2014; Haregeweyn *et al.*, 2012; Song y Liu, 2014; Obiahu y Elias, 2020).

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Ámbito de estudio

El ámbito de estudio del presente trabajo se circunscribe a las montañas béticas litorales de la costa mediterránea andaluza, en donde los espacios llanos agrícolas son la excepción. Las Béticas se disponen paralelas al mar dejando solamente una exigua llanura costera que muchas veces está ausente. Elementos estructurales transversales han formado estrechos corredores y los ríos, de tipo rambla, han formado pequeños deltas. Por los corredores mencionados penetró el mar mioceno y plioceno depositando sedimentos de margas y calcoarenitas que constituyen los espacios agrícolas más importantes, que en la actualidad son los espacios ocupados por el regadío.

Una descripción muy superficial de la disposición del relieve puede resumirse en que en el contacto con la provincia de Cádiz (Comarca del Campo de Gibraltar), se da comienzo a un arco montañoso que avanza desde el mar hacia el interior y está formado por la Serranía de Ronda, continúa por los Montes de Málaga y las sierras de Tejeda y Almijara. Avanzando hacia el este en las provincias de Granada y Almería, tanto por las alineaciones litorales como las prelitorales, entre las que se insertan las Alpujarras, surcadas por ríos que discurren en direcciones opuestas: el Guadalfeo hacia el oeste y el Andarax hacia el Este, formando el gran delta y vega de Motril-Salobreña, y las vegas de Almería y Adra. En este espacio geográfico, la estrecha franja costera se ensancha en el Campo de Dalías, y gracias a una amplia sedimentación pliocena adosada a la Sierra de Gádor, ha permitido la implantación de una extensión de 8665 has de cultivos en invernaderos en la Comarca de Almería. Este hecho se reproduce al Este de Almería en el Campo de Níjar que en su tramo oriental queda separado del mar por la Sierra volcánica de Gata.

El ámbito de estudio se circunscribe a un total de quince comarcas que abarcan una superficie de 18 847 629 862 has. (21,51% de la superficie regional) e integran un total de 259 municipios.

2.2 Fuentes de datos

Como punto de partida de este trabajo, se establecieron unos principios básicos iniciales que debían de servir como punto de referencia, para el propio diseño de las ba-

ses de datos de la metodología propuesta. Así, debían de quedar definidas las escalas de trabajo, los requisitos en cuanto a geometría y unidad espacial de referencia, el modelo de datos adecuado a los objetivos establecidos y, por último, las fuentes de información sobre las que habíamos de sustentarnos. Cuestiones que pasamos a exponer a continuación.

Como fuente principal de datos para el análisis se han usado las capas de usos y coberturas vegetales del suelo de Andalucía de dos fechas diferentes: años 1991 y 2020. Para la fecha de 1991 se ha utilizado la cartografía de los usos y las coberturas vegetales del suelo de Andalucía del año 1984 a escala 1:25 000, actualizada entre los años 1988 y 1990. Fotointerpretada a partir de vuelos fotogramétricos 1:10 000 e imágenes de satélite Landsat TM (1:50 000), en cuya elaboración colaboraron en su momento tres Consejerías diferentes de la Comunidad Autónoma de Andalucía: Medio Ambiente, Obras Públicas y Transportes y Agricultura y Pesca. La leyenda utilizada para la asignación de clases cuenta con 144 clases en su nivel más desagregado, pudiendo concretarse en 6 nivel de máxima agrupación. Y para la fecha 2020 se ha utilizado la capa de información del Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas, SIGPAC del año 2020, se trata de una base de datos gráfica de todas las parcelas de cultivo digitalizadas, con una precisión equivalente, al menos, a una cartografía a escala 1:10 000 y 6 categorías de agrupación.

La disparidad de fechas y fuentes ha obligado a un esfuerzo de normalización del modelo de datos. Hemos establecido una escala de diferenciación con 20 clases que luego hemos agrupado en 6 categorías. Para la nomenclatura hemos utilizado la propuesta en el Mapa de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo de Andalucía.

A todo ello se añade la disponibilidad de datos climáticos de calidad. Se han seleccionado todas las estaciones meteorológicas disponibles en el área de la cuenca sur mediterránea, correspondiente con el mar de Alborán. Para ello, aunque últimamente la Organización Meteorológica Mundial recomienda emplear series de 30 años para cualquier variable (WMO, 2017), se han rebajado los criterios; para las temperaturas, hasta 25 años completos, siguiendo las recomendaciones de MAGRAMA (2014); para las precipitaciones, se han empleado series de 30 años completos; el objetivo era disponer de un número de estaciones suficiente para generar una cartografía válida termométrica y pluviométricamente.

2.3 Metodología

2.3.1 Análisis espacio-temporal de los usos del suelo (Land Cover Change –LCC–) con Sistema de Información Geográfica (SIG)

La metodología de trabajo empieza con una propuesta de análisis en tres vertientes: espacial, temporal y de modelo de datos.

La vertiente espacial hace referencia a los ámbitos geográficos de referencia para el análisis territorial. Se utiliza como entidad geográfica la comarca, unidades homogéneas que mostrarán la información de una manera suficientemente explicativa.

La derivada temporal se enfoca hacia los años considerados: 1991 y 2020. En el ámbito agrícola es un punto de referencia por la extensión de los cultivos de regadío en Andalucía: cultivos permanentes y tierras de labor.

El diseño del modelo de datos que dará soporte al manejo de los datos se ha definido con la intención del reconocimiento territorial de la distribución espacial de los usos del suelo sin un excesivo nivel de detalle para lo que se establecen 6 clases de usos, que permiten observar las peculiaridades de las disparidades impuestas a los sistemas productivos agrícolas.

2.3.2 Análisis jerárquico de las dinámicas de cambios de los usos del suelo en el periodo temporal de 1991 a 2020.

Se aborda el análisis de los patrones de cambio de los usos de la tierra y su distribución espacial. Nos basamos en la metodología de detección de cambios desarrollada por Pontius et al. (2004) y Pontius et Malizia (2004) que ha sido utilizada por numerosos autores para el análisis cuantitativo de las dinámicas de los usos del suelo (Pérez y Bosque, 2008, Farfán *et al.*, 2016, Damián *et al.*, 2018, Humacata *et al.*, 2019).

El proceso de análisis comienza con el establecimiento del criterio temporal del análisis, en nuestro caso, como se ha comentado, los años 1991 y 2020. Para estos periodos procedemos a la superposición de las capas de usos del suelo para las fechas establecidas. Utilizando las herramientas de geoprocésamiento que nos ofrecen los softwares SIG, realizamos la intersección geométrica de las dos capas y creamos una nueva capa que computa las coincidencias de ambas y de los atributos asociados a las mismas. Los resultados de la operación realizada se trasladan a las matrices de transición para el periodo. Una matriz de transición, o matriz de tabulación cruzada, se nutre de la información generada. En cada una de las matrices se disponen las clases del corte temporal 1 (P_{i+}): 1991 en las filas y las clases del corte temporal 2 (P_{+j}): 2020 en las columnas; manteniendo las mismas clases lógicamente.

Los datos en dichas matrices adquieren la siguiente disposición: en la diagonal de la matriz se encuentran cuantificadas por clases de usos las superficies que han permanecido estables entre los dos cortes temporales, que recibirá la denominación de *Persistencias* (P_{jj}), mostrándose cada clase de uso que persiste en la clase j . Mientras que fuera de la diagonal se encuentran las superficies de esas mismas clases que presentan transiciones a otras clases de usos en las fechas de referencia y que recibirán la denominación de *Transiciones* (P_{ij}), mostrándose las superficies que han experimentado una transición de la clase i a la clase j , es decir de una clase de uso a otro. Dichas transiciones pueden ser de dos tipos: de pérdidas y de ganancias. Además, pueden ser múltiples y dependen del número de clases de las que se haya partido. Ello guarda relación con los niveles de desagregación del modelo de datos que se haya establecido en el momento del análisis.

Las pérdidas se han expresado como L_{ij} y contienen los valores de superficie de cada clase i que experimentan pérdidas netas en el periodo estudiado: 1991-2020, siendo su notación: $L_{ij} = P_{i+} - P_{jj}$. Por su parte, las ganancias expresadas como G_{ij} incluyen los valores de superficies que experimentan ganancias netas en la clase j en los mismos periodos; su notación es: $G_{ij} = P_{+j} - P_{jj}$ (Véase el cuadro). En dicho cuadro se añaden otras columnas. La de cambio total, que debe ser entendida como las transiciones de los usos del suelo en el periodo analizado. Para su cálculo se utilizó la notación: $CT = L_{ij} + G_{ij}$. La de Cambio Neto muestra la diferencia entre los valores totales de cada clase de uso determinada para T_1 : 1991 y T_2 : 2020; por lo tanto, mediante el cambio neto se cuantifican las superficies de cada clase que han sufrido cambios. De-

bemos de tomar con cuidado este valor de cambio neto cuando para el $T_2:2020$ aparece el valor 0 porque aparecerá como valor negativo en el cambio neto; en concreto debe entenderse que la clase que presenta ese valor no ha sido contabilizada como esa misma clase, debido a que en el modelo de datos utilizado en 2020 no aparece explícitamente definido cómo fue considerada anteriormente por lo que se ha preferido mantener este dato porque estaba presente en $T_1: 1991$. La notación para el cálculo del cambio neto fue la siguiente: $D_j = P_{+j} - P_{j+}$. La columna de Intercambio debe mostrar las transiciones de cada clase de uso; sobre todo tiene el sentido de mostrar si los cambios de una clase son constantes y se relacionan más con los cambios de localización de una clase de uso en el periodo analizado que con transiciones de ese mismo uso, en cuyo momento su cantidad permanecería más o menos constante si fuese comparada temporalmente. Ejemplo de ello sería que se produjera la aparición de regadío en un espacio donde había otra clase de uso semejante. La ecuación para su cómputo fue la siguiente: $S_j = 2 \times \text{MIN} (P_{j+} - P_{jj}, P_{+j} - P_{jj})$ (1) en el cuadro.

2.3.3 Análisis de tendencias climáticas en el periodo 1991-2020.

Se ha hecho uso de 26 estaciones termométricas y 70 pluviométricas. Se ha aplicado el test de Mann-Kendall (Hipel y McLeod, 2005) para analizar la existencia o no de tendencias de incremento o reducción de las variables. Este test ha sido aplicado utilizando el software R, y como resultado hemos analizado el valor del estadístico Tau de Kendall (Coeficiente de correlación de rango de Kendall) para cuantificar la tendencia y el p-valor bilateral para rechazar la hipótesis nula.

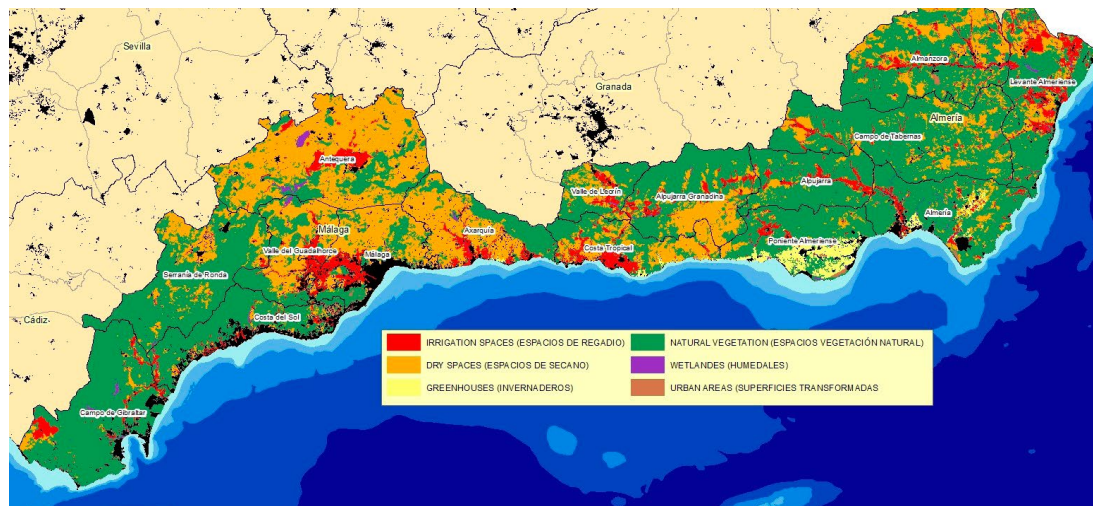
Así, respecto a las temperaturas, se han valorado en las 26 estaciones disponibles con datos continuados de al menos 23 años las siguientes variables: media anual, media de las mínimas, media de las máximas, nº de días tropicales (temperaturas mínimas superiores a 20°C), nº de días tórridos (temperaturas mínimas superiores a 25°C) y nº de días de ola de calor (temperatura máxima superior a 36°C).

Finalmente, en cuanto a las precipitaciones, se han valorado en las 70 estaciones disponibles con datos continuados de al menos 30 años las siguientes variables: módulo pluviométrico anual, nº de días de lluvia al año, índice de Fournier (p_2/P , siendo p el mes más lluvioso del año y P el módulo pluviométrico anual), intensidad media diaria de las precipitaciones y, por último, índice de Gini de concentración de las precipitaciones en un día (Benhamrouche y Martín-Vide, 2018).

3. RESULTADOS

En el ámbito de estudio, con referencia al año 1991, los espacios agrarios ocupaban una superficie de 656.027,87 has, un 15,67 % de la superficie regional (3.969.21,43 has); los espacios forestales y litorales: 1.078.097,71, el 25,21% de la superficie regional (4.275.722,51 has); las zonas húmedas, incluidas las aguas continentales, 10.108,23 has, un 7,64 % de la superficie regional (132.286,89 has; véase Figura1).

Figura. 1. Mapa de la distribución de los usos del suelo en el ámbito de estudio. Año 1991



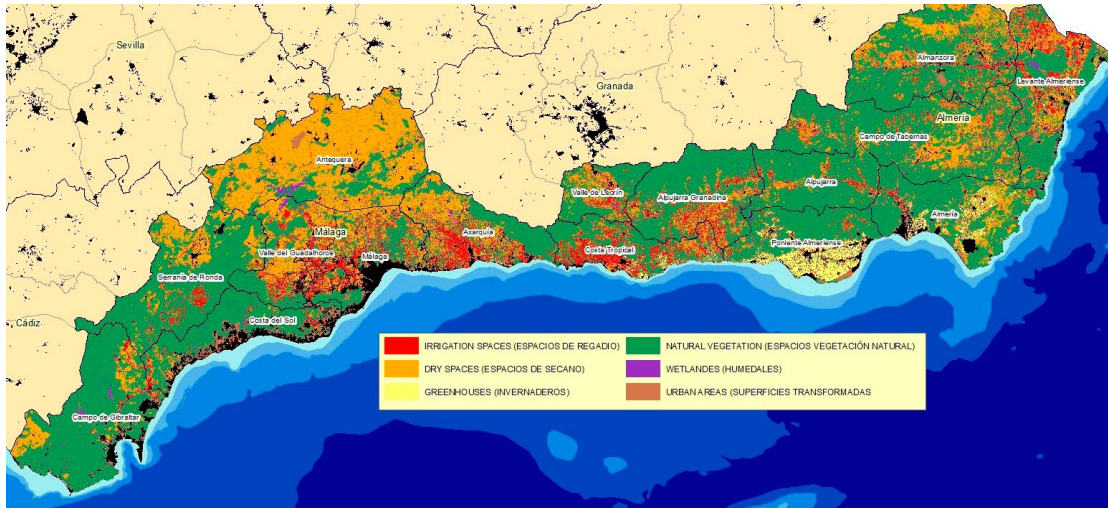
Aclaración sobre la leyenda: Se ha realizado una agrupación de los usos que en origen se disponían en 20 clases en 6 clases para hacer más legible el mapa a esta escala.

Fuente: Mapa de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo de Andalucía del año 1991 a escala 1:25.000. Elaborados con la colaboración de las Consejerías de la Comunidad Autónoma de Andalucía: Medio Ambiente, Obras Públicas y Transportes y Agricultura y Pesca Elaboración propia.

Ya en el año 2020, los espacios agrarios ocupaban una superficie de 372.606,18 has, un 9,56 % de la superficie regional (3.896.021,97 has); los espacios forestales y litorales: 483.727,91 has, el 11,82% de la superficie regional (4.091.905,35 has); las zonas húmedas, incluidas las aguas continentales, 16.547,28 has, un 9,34 % de la superficie regional (177.104,48 has); y las zonas transformadas, 96.543,35 has, el 16,20 % (595.950,32 has); véase Figura 2.

Viendo los datos se podría pensar que no se han producido grandes cambios a nivel del ámbito de estudio, salvo el crecimiento, a tener en cuenta en trabajos futuros, de los espacios transformados: zonas edificadas e infraestructuras. Pero nuestro análisis se centrará los usos agrícolas y forestales, dónde se han producido los cambios y en base a qué usos del suelo agrarios y de vocación forestal se han visto afectados.

Figura 2. Mapa de la distribución de los usos del suelo en el ámbito de estudio. Año 2020



Aclaración sobre la leyenda: Idem figura anterior.

Fuente: Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Gobierno de España. Elaboración propia.

Tabla 1. Matriz de cambio con los valores de transición observados, pérdidas y ganancias esperadas entre categorías de usos agrícolas y forestales (Superficies en has)

	1991	2020	PÉRDIDAS	GANANCIAS	CAMBIO TOTAL	CAMBIO NETO	INTERCAMBIO
Categorías		(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
CPR	28.128,57	118.003,30	11.553,21	105.571,62	117.124,83	89.874,73	23.106,42
TLR	101.213,02	6.504,40	84.139,52	4.359,60	88.499,12	-94.708,62	8.719,20
CPS	222.287,44	237.244,32	98.169,22	128.132,22	226.301,44	14.956,88	196.338,44
ZAHS	295.443,41	175.360,82	255.855,59	162.242,24	418.097,84	-120.082,59	288.609,35
INV	8.955,43	14.473,54	3.094,82	10.495,61	13.590,43	5.518,10	6.189,64
EVAH	746.462,87	686.192,36	277.307,97	250.425,61	527.733,59	-60.270,51	387.572,88
EAFD	296.426,11	362.960,40	101.441,83	171.012,04	272.453,87	66.534,29	202.883,66
ZHC	10.108,23	31.228,39	7.412,08	40.460,69	47.872,77	21.120,16	3.009,10

Leyenda. Formulación de los parámetros utilizados: (1) T1 (Pi+); (2) T2 (P+j); (3) [Lij = Pi+ - Pjj]; (4) [Gij = P+j - Pjj]; (5) CT = Lij + Gij; (6) Dj = P+j - Pi+; (7) Sj = 2 x MIN (Pi+ - Pjj, P+j - Pjj).

Leyenda de categorías de usos: CPR: Cultivos Permanentes en Regadío; TLR: Tierras de Labor en Regadío; CPS: Cultivos Permanentes en Secano; ZAHS: Zonas Agrícolas Heterogéneas en Secano; INV: Invernaderos; EVAH: Espacios de Vegetación Arbustiva y Herbácea; EAFD: Espacios con Formaciones Arbustivas y Arboladas Densas; ZHC: Zonas Húmedas Continentales.

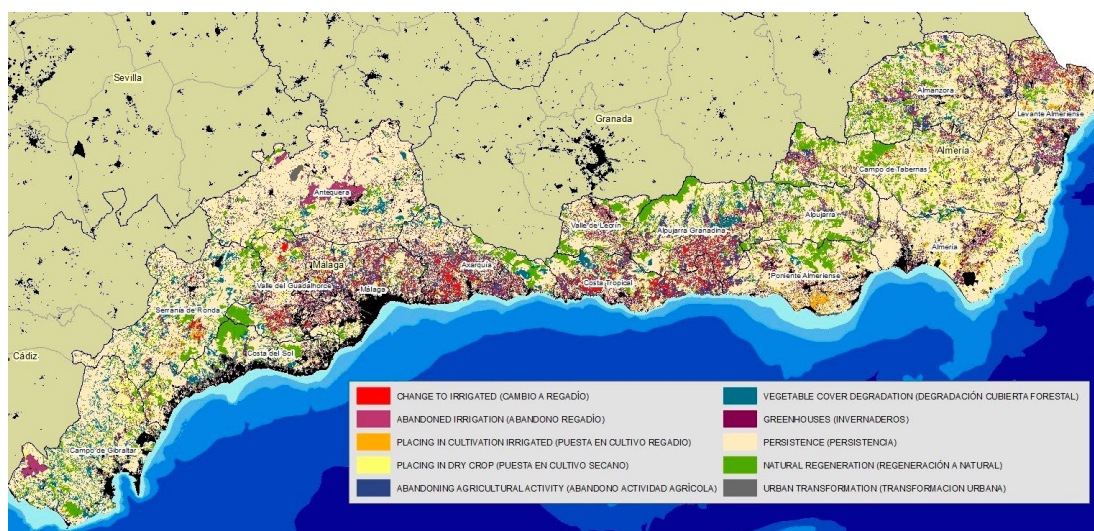
Fuente: Elaboración propia en base a las fuentes utilizadas.

En la Tabla 1 podemos observar los resultados del análisis jerárquico de intensidad de cambios de usos del suelo. Destacan principalmente las ganancias calculadas para los cultivos de regadío, especialmente en la categoría de cultivos permanentes (Categoría: CPR), cuantificándose un valor de ganancia de 105 571,62 has, que compensan la transformación de esta categoría en otras diferentes y que suponen una cuantificación de las pérdidas que se cifra en 11 533,21 has. Es de destacar que la categoría de Tierras de Labor de Regadío pierde peso en favor de la anterior fundamentalmente, porque su dinámica de cambio en relación con el abandono del regadío o su transformación en cultivo permanente. Por su parte, el cultivo de secano obtiene un valor positivo, fundamentalmente en la categoría de Cultivo Permanente, que ha mantenido su superficie prácticamente, cuantificando una ganancia de 128 132,22 has, para unas pérdidas de 98 169,22 has que debe interpretarse como una señal de cierto dinamismo, al contrario de lo que se podría pensar, dada su vulnerabilidad a las condiciones del cambio climático actual, en el que destacan continuados periodos de sequía en la zona y episodios extremos de altas temperaturas. La categoría de Cultivos Agrícolas Heterogéneos en Secano (ZAHS) es una de las más vulnerables a los cambios debidos al abandono de la actividad agrícola, lo que puede observarse en los valores contemplados en la columna de pérdidas, corroborándose este hecho también en la columna de cambio neto que arroja un valor negativo de 120 082,59 has. Finalmente, como hecho positivo podemos mencionar el mantenimiento de los espacios contemplados en la categoría que hemos denominado Espacios con Formaciones Arbustivas

y Arboladas Densas cuya dinámica proporciona un dato positivo de cambio neto de 66 534,29 has. No obstante, es importante resaltar que, si bien el dato es positivo, se observa demasiada vulnerabilidad al cambio según el dato de superficie que arroja en el apartado de pérdidas.

En la Figura 3 mostramos la distribución espacial y los tipos de cambios de usos. Observamos un gran dinamismo de los cambios relacionados con el regadío y una cierta persistencia de los espacios con vocación forestal. El secano presenta un cierto mantenimiento que para nosotros no era tan esperado, dado que presuponíamos mayores niveles de abandono (véanse al respecto Tabla 1 y Figura 3). En concreto, los usos que más han cambiado lo han sido en los espacios de vegetación arbustiva y herbácea, que suponen el 22,97 % de la superficie del área de estudio (S.A.E.): 231 624,19 has y las zonas agrícolas heterogéneas en secano que suponen el 16,07 % de la S.A.E.: 113 409,70 has. El regadío, si contabilizamos conjuntamente cultivos permanentes, tierras de labor y zonas heterogéneas abarcan una superficie de 119 156,00 has (11,81 % S.A.E.). Mientras que las superficies relacionadas con la vegetación arbustiva y herbácea y las zonas agrícolas heterogéneas se extienden a todas las comarcas, los cambios en el regadío se concentran en 4 comarcas fundamentalmente: Axarquía en Málaga, Costa Tropical en Granada y Levante Almeriense en Almería. En el marco de las persistencias, que incluyen las superficies sin cambio de uso entre 1991 y 2020, destacamos los espacios de vegetación arbustiva y herbácea, que suponen el 54,73 % de la S.A.E. y los cultivos permanentes en secano que suponen el 13,90 % de la S.A.E. También es de destacar la persistencia de los cultivos de invernadero en las comarcas Almería y la Costa Tropical de Granada.

Figura 3. Mapa de los cambios de los usos del suelo en el ámbito de estudio. Período 1991-2020



Fuente: Mapa de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo de Andalucía del año 1991 a escala 1:25.000. SIGPAC, 2020. Elaboración propia.

Respecto a las variables climáticas, solo tres presentan un número suficiente de estaciones para poder realizar un análisis de tendencia que resulte significativo

($p < 0,05$), limitándose este a las temperaturas medias anuales y las mínimas anuales (Tabla 2) y el índice de Gini de concentración de las precipitaciones en un día (Tabla 3). Además, ninguna estación presenta una tendencia significativa simultáneamente en todas las variables consultadas. Este hecho conduce a restringir el estudio a las variables que mayoritariamente han mostrado tendencia significativa, antes mencionadas.

Tabla 2. Tendencias de las temperaturas

ESTACIÓN METEOROLÓGICA	Tmed p (M-K)	Tmed M-K	Tmin p(M-K)	Tmin M-K
ALMERÍA/AEROPUERTO	0,0586	0,2460	0,0083	0,3425
BENIZALÓN	0,2049	0,1937	0,0060	0,4150
MARÍA	0,0018	0,4704	0,0096	0,3913
NIJAR	0,0097	0,3561	0,0004	0,4850
FUENTE_VAQUEROS_(SERVICIO_PLAGAS)	0,0231	0,3439	0,0201	0,3518
GOR_(LOS_CHARCONES)	0,3875	-0,1267	0,6572	0,0667
GRANADA/AEROPUERTO	0,0153	0,3149	0,5802	0,0736
GRANADA/BASE_AÉREA	0,0419	0,2751	0,2772	0,1481
GUADIX_(CAN-IBICE)	0,0000	0,6400	0,0000	0,7000
HUÉSCAR	0,0185	0,3057	0,0000	0,6782
ORCE_(FUENTE_NUEVA)	0,0022	0,4625	0,0002	0,5573
ÓRGIVA	0,0093	0,3662	0,0383	-0,2923
PADUL	0,9297	-0,0154	0,1125	0,2246
PINOS_PUENTE_FUENSANTA	0,0001	0,5323	0,0003	0,5054
ALGARROBO_(LA_MAYORA)	0,1029	0,2308	0,4275	-0,1138
ALOZAINA	0,3853	-0,1304	0,9013	-0,0217
ARCHIDONA	0,0235	0,3267	0,9441	-0,0133
BOBADILLA_ESTACIÓN	0,6277	0,0708	0,0219	0,3231
FUENTE_PIEDRA_(CERRO_DEL_PALO)	0,0526	0,2800	0,0142	0,3533
MÁLAGA_(EL_CERRADO)	0,1256	0,2332	0,3156	0,1542
MÁLAGA_LAS_CONTADORAS	0,0031	0,4074	0,0001	0,5385
MÁLAGA-CARMELITAS	0,0002	0,5507	0,3587	0,1377
MÁLAGA/AEROPUERTO	0,0000	0,5954	0,0000	0,5724
MARBELLA_(PUERTO_BANUS)	0,0037	0,4275	0,0240	0,3333
PUJERRA	0,6345	0,0751	0,4282	0,1225
TEBA	0,0000	0,6158	0,0000	0,5714

Aclaraciones sobre la leyenda: Tmed M-K: tendencia mostrada por test de Mann Kendall respecto a las temperaturas medias; Tmed p (M-K): significación del test de Mann-Kendall para las temperaturas medias. Tmin M-K: tendencia mostrada por test de Mann Kendall respecto a las temperaturas mínimas; Tmin p (M-K): significación del test de Mann-Kendall para las temperaturas mínimas.

Fuente: Elaboración propia en base a datos AEMET

Más del 60% de las estaciones muestran tendencias significativas; de ellas, solo una presenta un valor de tendencia negativa (es decir, a reducir los valores con el tiempo), y tan solo para las temperaturas mínimas anuales. El resto muestran tendencias positivas en mayor o menor grado, lo que señala una tendencia al incremento de las temperaturas, tanto medias como mínimas de modo casi generalizado. Las restantes estaciones que muestran tendencias negativas, bien en las temperaturas mínimas o bien en las medias, son, coincidentemente, las que presentan valores de baja significación estadística ($p > 0,05$).

Para las precipitaciones, solo el índice de Gini de concentración de las precipitaciones en un día presenta 24 de las 70 estaciones empleadas con tendencias significativas estadísticamente ($p < 0,05$). De las restantes variables, todas muestran menos de 10 estaciones con tendencias significativas, lo que hace inviable un análisis cartográfico. Respecto al índice de Gini, solo tres de las estaciones con tendencias significativas muestran una tendencia negativa, esto es, una tendencia a la reducción de la concentración de las precipitaciones en un solo día, mientras que las restantes 21 muestran tendencias positivas; es decir, la tendencia generalizada es al incremento de la concentración de las precipitaciones en un día, y por tanto a una mayor torrencialidad.

Tabla 3. Tendencia del índice de Gini de concentración de las precipitaciones en un día.

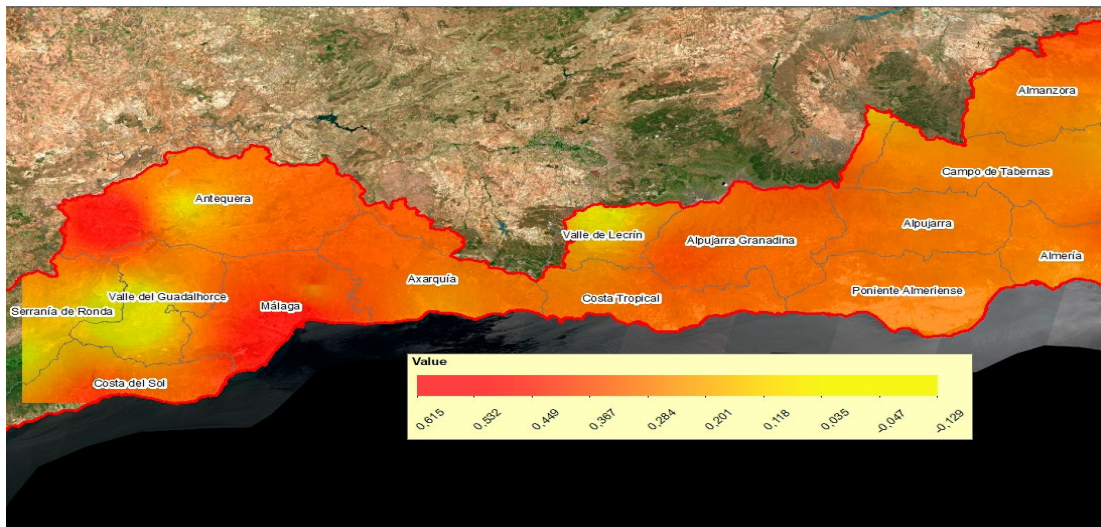
ESTACIÓN	M-K p Gini	M-K tau Gini	ESTACIÓN	M-K Gini	M-K tau Gini
ALBOX	0,4118	0,1080	LANJARÓN	0,7481	-0,0437
ALMERÍA/AEROPUERTO	0,4325	0,1034	MOTRIL	0,0027	0,3885
CABO_DE_GATA_FARO	0,5359	-0,0837	ÓRGIVA	0,0688	0,2368
CARBONERAS_(FARO_M_ROLDAN)	0,7212	0,0483	OTÍVAR_SEQUERO_LENTEGÍ	0,8028	-0,0345
HUÉRCAL_OVERA	0,0004	0,4575	PADUL	0,0102	0,3333
LAUJAR_MONTERREY	0,8028	-0,0345	PADUL_(AGUADERO)	0,0092	0,3379
MARÍA	0,0004	0,4621	PINOS_PUENTE_FUENSANTA	0,5681	-0,0759
NÍJAR	0,0295	0,2828	PÓRTUGOS	0,0113	0,3287
VÉLEZ_BLANCO	0,0935	-0,2184	POSTURAS	0,1164	-0,2046
ALAMEDILLA	0,1249	0,2000	SORVILÁN	0,4325	0,1034
ALHENDÍN	0,0269	0,2874	ALPANDEIRE	0,5207	0,0851
BENAMAUREL_(LOS_ATOCHARES)	0,3918	0,1126	ARCHIDONA	0,0323	-0,2782
CASTRIL_(LAS_POCAS)	0,0000	-0,5517	BENALMÁDENA	0,0804	0,2276
CORTES_Y_GRAENA_(LOPERA)	0,4537	0,0989	CAMPILLOS	0,0007	0,4391
DÍLAR_EL_TORIL	0,0012	0,4207	CORTES_FRA_(EL_COLMENAR)	0,0038	0,3747
DÍLAR_(CENTRAL_ELECTRICA)	0,4325	0,1034	MARBELLA_(PUERTO_BANUS)	0,3580	0,1232
FTE_VAQUEROS_(SERV_PLAGAS)	0,4537	0,0989	PANTANO_DE_GUADALHORCE	0,0497	0,2552
GOR_(LOS_CHARCONES)	0,9253	0,0148	PUJERRA	0,1340	0,1954
GRANADA/AEROPUERTO	0,0540	-0,2506	TEBA	0,3918	-0,1126
GRANADA/BASE_AÉREA	0,8584	-0,0253	VNA_DEL_ROSARIO-LA_VIÑA	0,0019	0,4023
GUADIX_(CAN-IBICE)	0,0083	0,3425	ALCAUCÍN	0,0019	0,4023
GUADIX_(INSTITUTO_TECNICO)	0,5925	0,0713	ALGARROBO_(LA_MAYORA)	0,2390	0,1540
HUÉSCAR	0,8584	0,0253	ALMOGÍA	0,3387	-0,1281
HUÉSCAR_(B_DEL_BUITRE)	0,1868	-0,1724	ALZAINA	0,5441	0,0805
HUÉSCAR_(SAN_CLEMENTE)	0,0878	0,2266	CANILLAS_DE_ALBAIDAS	0,2117	0,1632
LA_ZUBIA	0,7784	0,0394	CASARABONELA	0,1435	0,1908
ORCE_(FUENTE_NUEVA)	0,1083	0,2092	COÍN	0,0009	0,4299
QUÉNTAR_(TOCON)	0,7753	-0,0391	CÓMPETA	0,0034	0,3793
VALLE_DEL_ZALABÍ_CHARCHES	0,6174	-0,0667	MÁLAGA_(EL_CERRADO)	0,4978	0,0897
ALBONDÓN	0,7753	0,0391	MÁLAGA_LAS_CONTADORAS	0,0153	0,3149
ALHAMA_DE_GRANADA_(AYTO.)	0,0002	-0,4851	MÁLAGA-CARMELITAS	0,0013	0,4236
CHARCHES	0,3535	-0,1218	MÁLAGA/AEROPUERTO	0,8865	0,0207
ÍLLORA_(MOLINO_REY)	0,4978	-0,0897	MOCLINEJO	0,8305	0,0299
ÍTRABO	0,0744	0,2322	TOLOX	0,0031	0,3839
LA_MAMOLA	0,0457	0,2598	VÉLEZ-MÁLAGA_(CLAUDE)	0,3535	0,1218

Aclaración sobre la leyenda: M-K p Gini: significación del test de Mann-Kendall para el índice de Gini de concentración de las precipitaciones en un solo día. M-K tau Gini: tendencia mostrada por test de Mann Kendall respecto a la concentración de las precipitaciones en un solo día.

Fuente: Elaboración propia en base a datos AEMET

Las temperaturas medias anuales (Figura 4) muestran una tendencia generalizada a un incremento marcado, con la excepción de la Sierra de las Nieves, el Valle del Guadalhorce, la Vega de Granada, la Vega de Baza y algunos puntos dispersos de menor entidad en los que en ningún caso se muestra una tendencia negativa, sino una menor tendencia al incremento.

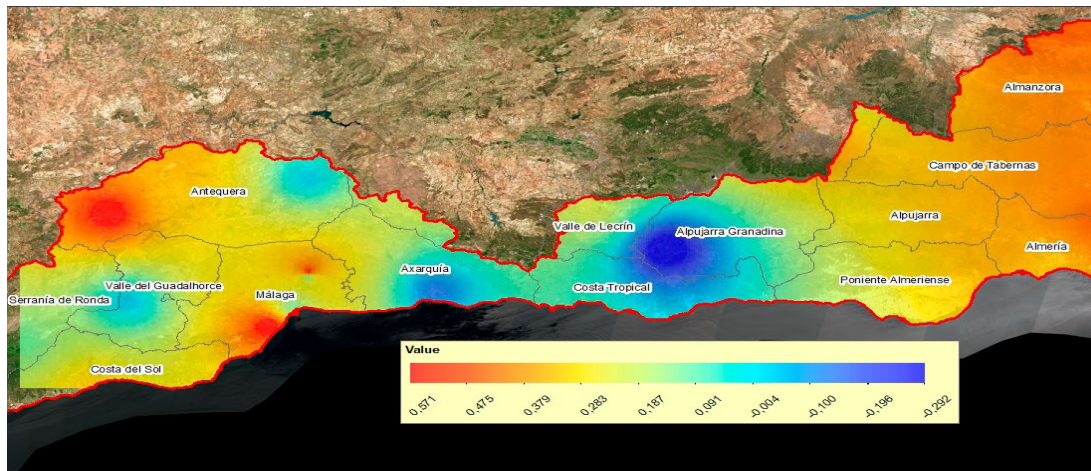
Fig. 4. Temperaturas medias anuales. Tendencia mostrada por test de Mann Kendall respecto a las temperaturas medias



Fuente: Elaboración propia en base a datos AEMET

La tendencia de las temperaturas mínimas (Figura 5) es también generalizada hacia el incremento. Sólo el entorno de la Alpujarra Granadina presenta valores de tendencia negativa significativa, que se unen a otros de tendencia negativa, pero de baja o muy baja significación estadística en las comarcas de la Axarquía, Valle del Guadalhorce y Este de Antequera. El resto del territorio presenta tendencias positivas en mayor o menor grado.

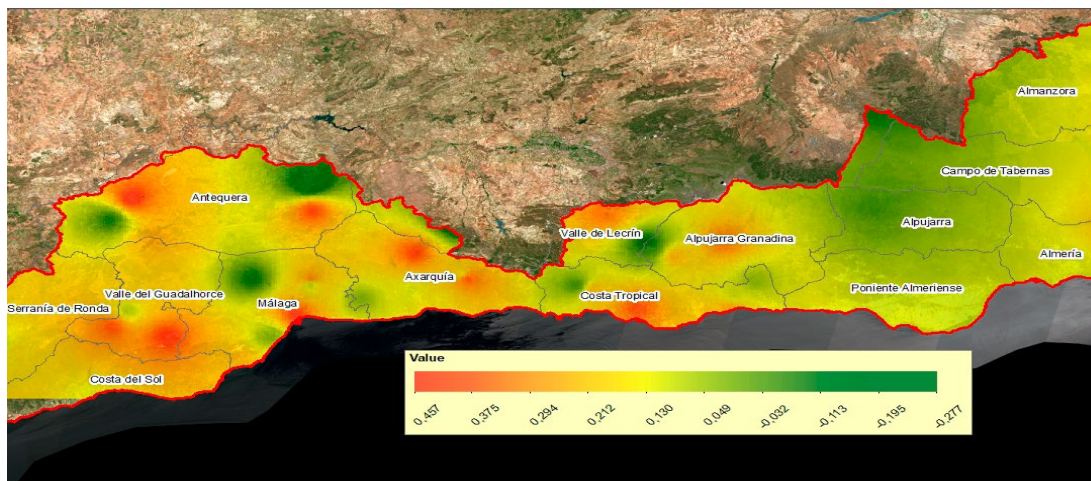
Figura 5. Temperaturas mínimas anuales. Tendencia mostrada por test de Mann Kendall respecto a las temperaturas mínimas



Fuente: Elaboración propia en base a datos AEMET

Por último, respecto a las precipitaciones (Figura 6), aun considerando el reducido número de estaciones con tendencia significativa, se aprecia cómo los valores al incremento de la concentración de las precipitaciones son especialmente elevados en zonas de las comarcas costeras, Valle del Guadalhorce, Oeste de Antequera y Serranía de Ronda.

Figura 6. Precipitaciones. Tendencia del índice de Gini de concentración de las precipitaciones en un día.



Fuente: Elaboración propia en base a datos AEMET

4. CONCLUSIONES

Ha sido nuestro objetivo comprender la dinámica de los usos del suelo y los cambios de las coberturas vegetales a escala subregional y su posible relación con la evolución de las condiciones climáticas. En el futuro nuestra intención es avanzar

en sus causas impulsoras, porque creemos que es vital para el desarrollo y planificación de políticas y estrategias de gestión territorial adecuadas. Nuestra aportación ha pretendido mostrar mediante un procedimiento integrado las diferentes situaciones en los usos del suelo agrícolas de la cuenca sur de España. Finalmente, destacar que este trabajo es un avance de una investigación que se encuentra en desarrollo actualmente.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha podido realizar gracias a la financiación obtenida en la Convocatoria 2019 a Proyectos de I+D+I en el Marco de los Programas Estatales de Generación de Conocimiento y Fortalecimiento Científico y Tecnológico del Sistema de I+D+I y de I+D+I Orientada a los Retos de la Sociedad (PID2019-104046RB-I00) para el proyecto que lleva por título: Efectos de los cambios de uso del suelo en la dinámica eco-geomorfológica en ambientes mediterráneos, a diferentes escalas, en el contexto del cambio global.

BIBLIOGRAFÍA

- ARAMBURU MAQUA, M^a P. & ESCRIBANO BOMBÍN, R. (COORDS.) (2014). *Guía para la Elaboración de Estudios del Medio Físico*, 4^a edición. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente; Fundación Conde del Valle de Salazar; E.T.S.I. de Montes (UPM).
- BENHAMROUCHE, A. & MARTÍN-VIDE, J. (2018). Avances metodológicos en el análisis de la concentración diaria de la precipitación en la España peninsular. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* 32 (1) https://doi.org/10.5209/rev_AGUC.2012.v32.n1.39306.
- BEILIN, R., LINDBORG, R., STENSEKE, M., PEREIRA, H. M., LLAUSÀS, A., SLÄTMO, E., CERQUEIRA, Y., NAVARRO, L., RODRIGUES, P., REICHEL, N., MUNRO, N. & QUEIROZ, C., (2012). Analysing how drivers of agricultural land abandonment affect biodiversity and cultural landscapes using case studies from Scandinavia, Iberia and Oceania. *Land Use Policy*, 36, 60-72. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.07.003>
- CORBELLE, E.; CRECENTE, R. & SANTÉ, I. (2012). Multi-scale assessment and spatial modelling of agricultural land abandonment in a European peripheral region: Galicia (Spain), 1956-2004. *Land Use Policy*, 29, 493-501. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.08.008>
- CUI, F., WANG, B., ZHANG, Q., TANG, H., DE MAEYER, PH., HAMDY, R., & DAI, L. (2021). Climate change versus land-use change—What affects the ecosystem services more in the forest-steppe ecotone?. *Science of the Total Environment*, 759, 143525. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143525>
- DAMIÁN, D. A., MÁRQUEZ, C. O., GARCÍA, V. J., RODRÍGUEZ, M. V. & RECALDE, C. G., (2018). Transiciones sistemáticas en el uso y la cobertura del suelo en una microcuenca alto andina, Ecuador 1991-2011. *Revista Espacios*, 39 (32), 8-20.
- DANESHI, A., BROUWER, R., NAJAFINEJAD, A., PANAHI, M., ZARANDIAN, A. & MAGHSOOD, F. F. (2021). Modelling the impacts of climate and land use change on water security in a semi-arid forested watershed using InVEST. *Journal of Hydrology*, Article in press, 125621. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125621>

- FARFÁN, M., RODRÍGUEZ-TAPIA, G., & MAS, J. F. (2016). Análisis jerárquico de la intensidad de cambio de cobertura/uso de suelo y deforestación (2000–2008) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México, *Investigaciones Geográficas (Instituto Geografía UNAM)*, 90, 89–104, <https://dx.doi.org/10.14350/ig.48600>
- FERRARA, A., SALVATI, L., SABBI, A. & COLANTONI, A., (2014). Soil resources, land cover changes and rural areas: Towards a spatial mismatch?. *Science of the Total Environment*, 478, 116–122, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.040>
- HAREGEWEYNA, N., FIKADUB, G., TSUNEKAWAA, A., TSUBOA, M., & TSEGAYE MESHESHAA, D. (2012). The dynamics of urban expansion and its impacts on land use/land cover change and small-scale farmers living near the urban fringe: A case study of Bahir Dar, Ethiopia. *Landscape and Urban Planning*, 106, 149–157. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.02.016>
- HIPEL, K.W. & MCLEOD, A.I., (1994). *Time Series Modelling of Water Resources and Environmental Systems*. Elsevier Science.
- HUMACATA, L., BUZAI, G. & LARA, B., (2019). Cartografía de cambios de usos del suelo. elaboración y análisis basado en sistemas de información geográfica. *Párrafos Geográficos*, 18 (1), 22–43.
- MELÉNDEZ, I., HERNÁNDEZ, E.I., NAVARRO, J. & GÓMEZ, I. (2014). Socioeconomic factors influencing land cover changes in rural areas: The case of the Sierra de Albarracín (Spain). *Applied Geography*, 52, 34–45. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.04.013>
- OBIAHUA, O. H. & EYASU, E. (2020). Effect of land use land cover changes on the rate of soil erosion in the Upper Eyiohia river catchment of Afikpo North Area, Nigeria. *Environmental Challenges*, 1, 100002. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2020.100002>
- OCAÑA OCAÑA, C., GARCÍA-MANRIQUE, E. & NAVARRO RODRÍGUEZ, S. (1998). *Andalucía: Población y Espacio Rural*. Málaga: Consejería de Agricultura de la Junta de Andalucía y Departamento de Geografía.
- PÉREZ, U. & BOSQUE, J. (2008). Transiciones de la cobertura y uso de la tierra en el período 1991 – 2005 en la cuenca del río Combeima (Colombia). *Serie Geográfica*, 14, 163 –178.
- PONTIUS, R.G., SHUSAS, E. & MCECHERN, M. (2004). Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101, 251–268.
- PONTIUS, R.G. & MALIZIA, N.R. (2004). Effect of Category Aggregation on Map Comparison. In: Egenhofer M.J., Freksa C., Miller H.J. (eds) *Geographic Information Science. GIScience 2004. Lecture Notes in Computer Science*, vol 3234. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-30231-5_17
- SONG, W. & MINGLIANG, L. (2014). Assessment of decoupling between rural settlement area and rural population in China. *Land Use Policy*, 39, 331–341. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.02.002>
- SUN, Q., WEI, Q. & XINYANG, Y. (2021). Impacts of land use change on ecosystem services in the intensive agricultural area of North China based on Multi-scenario analysis. *Alexandria Engineering Journal*, 60, 1703–1716. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2020.11.020>
- TOMAZ, C., ALEGRIA, C., MASSANO, J., & CANAVARRO, M. (2013). Land cover change and afforestation of marginal and abandoned agricultural land: A 10-year analysis in a Mediterranean región. *Forest Ecology and Management*, 308, 40–49. <https://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.044>
- WMO (2017). Guidelines on the Calculation of Climate Normals. https://www.wmo.int/pages/prog/wcp/wcdmp/GCDS_1.php

EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LAS SEQUÍAS EN LA CABECERA DE LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA-SURESTE DE ESPAÑA (1940-2019)

TEMPORAL EVOLUTION OF DROUGHTS IN THE HEADWATERS OF THE SEGURA RIVER BASIN- SOUTHEAST SPAIN (1940-2019)

Victor Ruiz-Álvarez¹

1. Departamento de Geografía. Universidad de Murcia. victor.ruiz1@um.es

<https://orcid.org/0000-0002-6630-4571>

Ramón García-Marín²

2. Departamento de Geografía. Universidad de Murcia. ramongm@um.es

<https://orcid.org/0000-0003-3268-5182>

Francisco Belmonte-Serrato³

3. Departamento de Geografía. Universidad de Murcia. franbel@um.es

<https://orcid.org/0000-0002-1331-1743>

Resumen

El presente trabajo centra su análisis en la cabecera de la Demarcación Hidrográfica del Segura. Este ámbito territorial abarca una superficie de 2153 km², y es sin duda el área más húmeda de dicho territorio con una precipitación media de 636 mm (periodo de referencia 1981-2010). Asimismo, el área de estudio es una zona muy montañosa, que cuenta con una altitud media de 1244,6 m. Las sequías ibéricas tienen una gran repercusión en este territorio, trascendiendo sus consecuencias territoriales al resto de la demarcación, debido a que esta región se genera la mayor parte de los recursos hídricos. De este modo, el análisis de la evolución de los diferentes parámetros que caracterizan a las secuencias pluviométricas secas (magnitud, duración y frecuencia), resulta de vital importancia, más si cabe, teniendo en cuenta el drástico descenso de las precipitaciones estimado por los escenarios regionalizados de cambio climático. Los resultados obtenidos muestran una intensificación de los períodos de sequía a partir de la década de 1980, pudiéndose resaltar las sequías de 1981-1982, 1993-1996, 2005-2006 y 2012. Además se vislumbra un notable incremento de la variabilidad interanual de las precipitaciones, así como un aumento de los episodios pluviométricos extremos. En este sentido, se debe plantear una serie de actuaciones encaminadas a la reducción de la vulnerabilidad y exposición frente a las sequías.

Palabras clave: sequía, Demarcación Hidrográfica del Segura, recursos hídricos, vulnerabilidad, exposición

Abstract

This work focuses its analysis on the headwaters of the Segura River Basin. This territorial area covers a surface area of 2153 km² and is undoubtedly the wettest area of this territory with an average rainfall of 636 mm (reference period 1981–2010). The study area is also a very mountainous area, with an average altitude of 1244.6 m. Iberian droughts have a great impact on this territory, with their territorial consequences transcending to the rest of the demarcation, due to the fact that most of the water resources are generated in this region. Thus, the analysis of the evolution of the different parameters that characterize dry pluviometric sequences (magnitude, duration, frequency) is of vital importance, especially considering the drastic decrease in precipitation estimated by the regionalized climate change scenarios. The results obtained show an intensification of drought periods from the 1980s onwards, with the droughts of 1981–1982, 1993–1996, 2005–2006 and 2012 being particularly noteworthy. In addition, a notable increase in the interannual variability of precipitation and an increase in extreme pluviometric episodes can be seen. In this sense, a series of actions aimed at reducing vulnerability and exposure to droughts should be considered.

Keywords: drought, Segura River Basin, water resources, vulnerability, exposure

1. INTRODUCCIÓN

1.1. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

La sequía representa el riesgo natural que mayor número de afectados y repercusiones económicas genera en los territorios donde se desarrolla, como por ejemplo, el ámbito territorial del sureste de España. A diferencia de otros riesgos naturales como inundaciones o terremotos que se manifiestan de forma repentina y brusca, las sequías se desarrollan de forma lenta e imperceptible para la población, pudiendo pasar inadvertidas durante mucho tiempo (Tallaksen y Van Lanen, 2004). No obstante, en los últimos años se ha introducido el concepto de “sequía repentina” para referirse a los eventos que presentan un desarrollo muy rápido (Ford *et al.*, 2015; Noguera *et al.*, 2020) y que por lo tanto pueden ocasionar importantes daños en sectores como la agricultura (Noguera *et al.*, 2021).

En la mayor parte de las situaciones, las sequías constituyen un riesgo silencioso, siendo su manifestación progresiva y constante. Conforme avanza el tiempo sus efectos se van agravando de forma continua hasta que se den las condiciones atmosféricas idóneas para sufragar el déficit pluviométrico acumulado (Olcina-Cantos, 2006). La falta de consecuencias tangibles a corto plazo provoca entre las administraciones y la población un desinterés que no hace sino agravar los efectos del déficit hídrico consecuentes (García-Marín, 2008). En este sentido, cabe destacar la estrecha relación existente entre la gestión de la sequía y la gestión de los recursos hídricos. Si la integración de las estrategias de gestión del riesgo de sequía y de los recursos hídricos resulta insatisfactoria, aumenta de forma considerable la vulnerabilidad de sequía (Vargas y Paneque, 2019).

La Demarcación Hidrográfica del Segura (DHS en adelante), área de estudio del presente trabajo, es un territorio especialmente susceptible al riesgo de sequía. El espacio geográfico de la DHS es uno de los territorios más áridos de Europa, siendo la única demarcación europea de un total de 215, cuya precipitación anual es inferior a los 450 mm (MAPAMA). Por lo tanto, este territorio posee una situación de escasez pluviométrica estructural, lo que deriva en un déficit hídrico igualmente estructural. Además, el fuerte desarrollo durante las últimas décadas de actividades económicas como la agricultura y el turismo, ha originado un notable incremento de la vulnerabilidad y exposición frente a las sequías, especialmente en las zonas costeras y valles prelitorales del área de estudio.

El principal objetivo de este trabajo es analizar la evolución de las secuencias pluviométricas secas en la cabecera de la DHS, conformada por las cabeceras de los ríos Segura y Mundo. Este espacio territorial es sin duda el área más húmeda de la DHS y en él se generan la mayor parte de las reservas hídricas potenciales (un total de 7 embalses con un aforo conjunto máximo de 734 hm³ hasta la confluencia del río Mundo con el río Segura). Por tanto, el análisis de la evolución de las sequías en esta región resulta primordial, debido a que las consecuencias derivadas de los períodos secos trascienden al resto del territorio de la DHS. En este sentido, un objetivo secundario es examinar el impacto de los periodos de indigencia pluviométrica en las reservas hídricas.

2. METODOLOGÍA

En un estudio previo (Ruiz-Álvarez *et al.*, 2021), se llevó a cabo una regionalización de sequías a partir del índice de sequía Standardized Precipitation Index (SPI en adelante), en la Demarcación Hidrográfica del Segura y Mancomunidad de los Canales del Taibilla (MCT en adelante), organismos encargados de la planificación de los recursos hídricos, y del abastecimiento de agua potable, respectivamente, de gran parte del sureste de España. La regionalización se ejecutó a partir de un total de 92 series de precipitación mensual procedentes de la base de datos de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), reconstruidas y homogeneizadas en Ruiz Álvarez *et al.*, 2021. El proceso de regionalización se realizó a partir de un Análisis de Componentes Principales (ACP), a través del cual se obtuvo un total de cuatro regiones homogéneas. El periodo temporal seleccionado es 1968-2017. En Ruiz Álvarez *et al.*, (2021), se detalla de forma mucho más concisa la metodología empleada en el proceso de regionalización.

Una de las cuatro regiones obtenidas, es la cabecera de la DHS (figura 1). En el presente trabajo se lleva a cabo un análisis exhaustivo de sequías en dicho marco espacial. Se ha identificado el porcentaje de área afectada por sequías de diferente severidad a lo largo del periodo temporal analizado, y la evolución temporal de diferentes parámetros que definen las secuencias pluviométricas secas (duración, magnitud y frecuencia). Para la evaluación de la evolución temporal de los parámetros mencionados se han utilizado dos herramientas: regresión local (Locally Weighted Scatterplot Smoothing-LOWESS) (duración y magnitud), y el método Kernel Occurrence Rate Estimation-KORE (frecuencia).

LOWESS es una herramienta muy recurrente en el análisis de regresión local. Consiste en la creación de una línea suavizada a través de un diagrama de tiempo o dispersión (en este caso evolución temporal de los valores de duración y magnitud de los diferentes periodos de sequía). Sirve de ayuda para evaluar la relación entre las distintas variables y prever tendencias (Cleveland, 1979). En este trabajo se ha seleccionado un “span factor (f)” de $f = 0,2$ (Alexandrinis y Zapránis, 2013; Espinosa *et al.*, 2019). Por su parte, el KORE sigue la metodología implementada por Silva *et al.*, (2012) y Portela *et al.*, (2015), incluyendo la generación de pseudodatos antes y después del periodo de observación, a través del método de reflexión para una amplitud de tres veces el ancho de banda (Portela *et al.*, 2015; Espinosa *et al.*, 2019). Para la selección de dicho ancho de banda (h), se ha aplicado la regla general de Silverman (Silverman, 1986). La técnica Kernel es un método no paramétrico desarrollado por Diggle (1985) para el suavizado de procesos puntuales de datos. El principal objetivo de la aplicación del KORE es analizar cómo cambia la frecuencia anual de los periodos bajo condiciones de sequía, $\lambda(t)$, a través del tiempo. Por último, con el objetivo de cuantificar la incertidumbre de los resultados obtenidos en este proceso, se han construido bandas de confianza alrededor de $\lambda(t)$, mediante las simulaciones Bootstrap (Mudelsee, 2011).

Como ya ha sido mencionado, el SPI (Mckee *et al.*, 1993) es el índice de sequía seleccionado en este trabajo. Se trata del índice más utilizado en el ámbito científico (Agnew, 2000; Portela *et al.*, 2015; Espinosa *et al.*, 2019). El SPI se calcula a partir de la conversión de datos de precipitación (se recomiendan más de 30 años de observación) a probabilidades basadas en registros de precipitación acumulada. Dichas probabilidades componen series normalizadas con un promedio de 0 y una desviación estándar de 1 (Peña Gallardo *et al.*, 2016). La principal utilidad de este índice radica en que facilita el análisis de los impactos de las sequías en distintas escalas temporales (1, 3, 6, 9, 12, 24 y 48 meses). Por lo tanto, permite la identificación de los distintos tipos de sequía (meteorológica, agrícola, hidrológica y socioeconómica) definidos por Wilhite y Glantz (1985), ya que los diferentes sistemas naturales y sectores económicos pueden responder a las condiciones de sequía en escalas temporales desiguales (Vicente Serrano *et al.*, 2012). Un periodo inferior o igual a 3 meses permite la monitorización de las sequías meteorológicas, por encima de 6 meses se pueden evaluar las sequías agrícolas, y por último, el periodo de 12 meses es el ideal para evaluar las sequías hidrológicas.

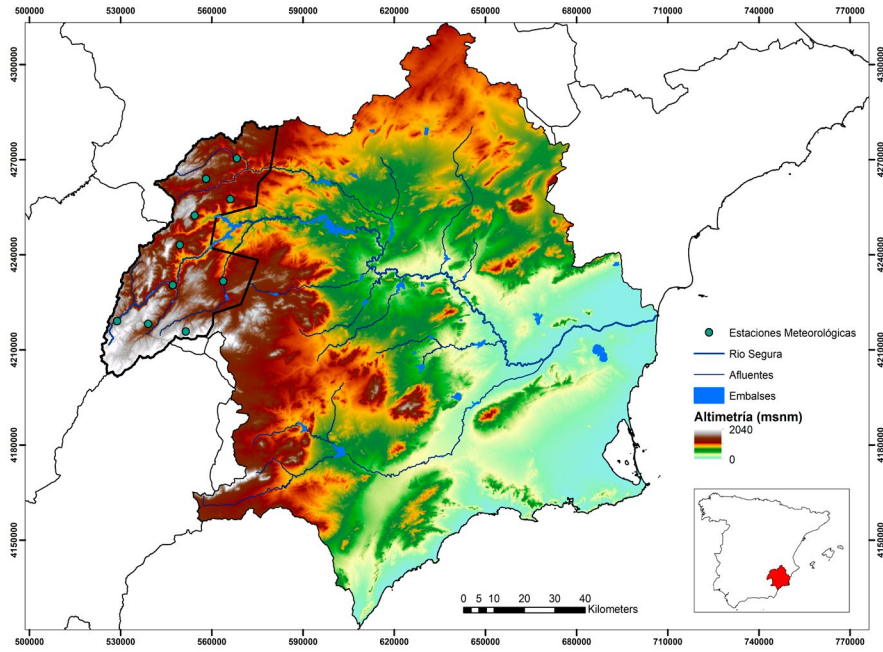
De este modo, en este trabajo se ha seleccionado la escala temporal de 12 meses (SPI12 a partir de este momento), debido a las repercusiones territoriales que tienen las sequías hidrológicas en la DHS. Por otra parte, con la finalidad de agrupar sequías mutuamente dependientes y eliminar sequías cortas con poca repercusión hidrológica se ha aplicado un filtro de paso bajo de 5 meses a los valores originales del SPI (López-Moreno *et al.*, 2009). Además, puede ser de gran utilidad para reducir el efecto de las precipitaciones intensas de corta duración, típicas del clima del sureste peninsular, sobre la intensidad de sequía. Por su parte, para la clasificación de las diferentes categorías de sequías se emplea la categorización modificada por Agnew (2000), debido a que sus valores se ajustan a una clasificación más racional (Portela *et al.*, 2015; Santos *et al.*, 2010) que la propuesta original de Mckee *et al.* (1993). Se distinguen tres categorías de sequía en función de su severidad: moderada, severa y extrema. Los va-

lores de intensidad por debajo de $-0,84$ representan sequía moderada, por debajo de $-1,28$ sequía severa y por debajo de $-1,65$ sequía extrema, que se configuran como las secuencias pluviométricas secas de mayor gravedad. Entre $-0,84$ y $0,84$ se consideran valores normales y por encima de $0,84$ se localiza la categoría de húmedo.

3. ÁREA DE ESTUDIO

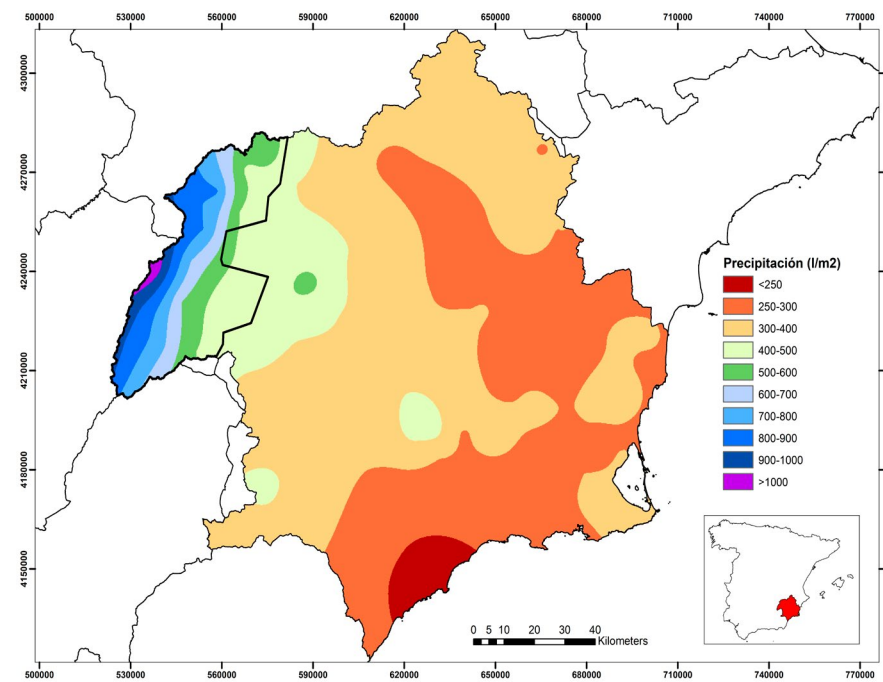
El área de estudio seleccionada se corresponde con las cabeceras de los ríos Segura y Mundo, ubicada en el extremo noroccidental de la DHS (sureste de España). Es un espacio muy abrupto y montañoso, el cual presenta una altitud media elevada ($1244,6$ msnm). La superficie es de 2153 km², lo que se corresponde con tan solo un $11,3$ % del total del territorio de la DHS. Destacan relieves como las sierras de Segura, Taibilla y Cabras, que poseen un altitud ligeramente superior a los 2000 msnm, los cuales están localizados en su mitad meridional. En su mitad septentrional, destacan la sierra de Alcaraz y los Calares del Mundo y la Sima. La orografía juega un papel primordial en la distribución de las precipitaciones, ya que estos relieves del arco bético actúan como barrera orográfica ante el paso de los frentes atlánticos, originando un notable efecto Foehn. La precipitación media de este territorio, es de 636 mm (periodo de referencia 1981-2010), siendo con mucha diferencia el área más húmeda de la DHS, debido a su marcada influencia atlántica. La posición de los relieves origina un notable gradiente pluviométrico en esta región, pasando en apenas 40 km de más 1000 mm a 400 mm. Por otra parte, los dos grandes embalses de la DHS (Cenajo- 437 hm³ y Fuensanta- 210 hm³) reciben los aportes hídricos generados en el territorio analizado. Además, en esta región se localiza el Embalse del Taibilla (9 hm³), que se configura como una infraestructura fundamental para el abastecimiento de agua potable en gran parte del sureste peninsular, a través de la MCT.

Figura 1. Área de estudio



Fuente: Elaboración propia

Figura 2. Distribución espacial de la precipitación en la Demarcación Hidrográfica del Segura



Fuente: Elaboración propia a partir de la base de datos de la Agencia Estatal de Meteorología. Período 1981-2010.

Los patrones de sequía de esta región se encuentran bastante diferenciados del resto del territorio de la DHS (Ruiz Álvarez *et al.*, 2021), debido a la marcada influencia atlántica de esta región. De esta forma, las denominadas sequías ibéricas (Olcina-Cantos, 2001), son las que presentan una mayor severidad en este territorio. Las sequías ibéricas tienen carácter coyuntural, es decir, son secuencias secas sin intervalo fijo de aparición que afectan a la práctica totalidad de las tierras de la península ibérica. Este tipo de sequías acontece durante periodos prolongados con predominio de la fase positiva de la Oscilación del Atlántico Norte (NAO), la cual provoca una drástica reducción en la frecuencia de frentes atlánticos sobre la península ibérica. Por su parte, las denominadas sequías surestinas (Olcina-Cantos, 2001), que afectan casi en exclusividad al ámbito del sureste ibérico, presentan un carácter estructural, ya que resulta difícil encontrar años húmedos en las series pluviométricas de los observatorios de dicha región. Este tipo de sequías afecta en menor medida a la cabecera de la DHS, ya que se suele desencadenar durante el predominio de la fase negativa de la NAO y la fase positiva de la Oscilación del Mediterráneo Occidental (WeMO), ambas caracterizadas por una mayor recurrencia en la llegada de frentes atlánticos a la península ibérica.

4. RESULTADOS Y DISCUSION

En primer lugar, y a modo de contextualización se presenta la evolución de las precipitaciones y los periodos de sequía en la serie de Pontones, para el periodo temporal 1940-2019. Esta serie es la más longeva de este territorio, y se sitúa a una altitud de 1333 msnm. En segundo lugar, se expone la evolución de las precipitaciones y las secuencias pluviométricas secas, para el conjunto de la región, en este caso para el periodo temporal 1968-2017.

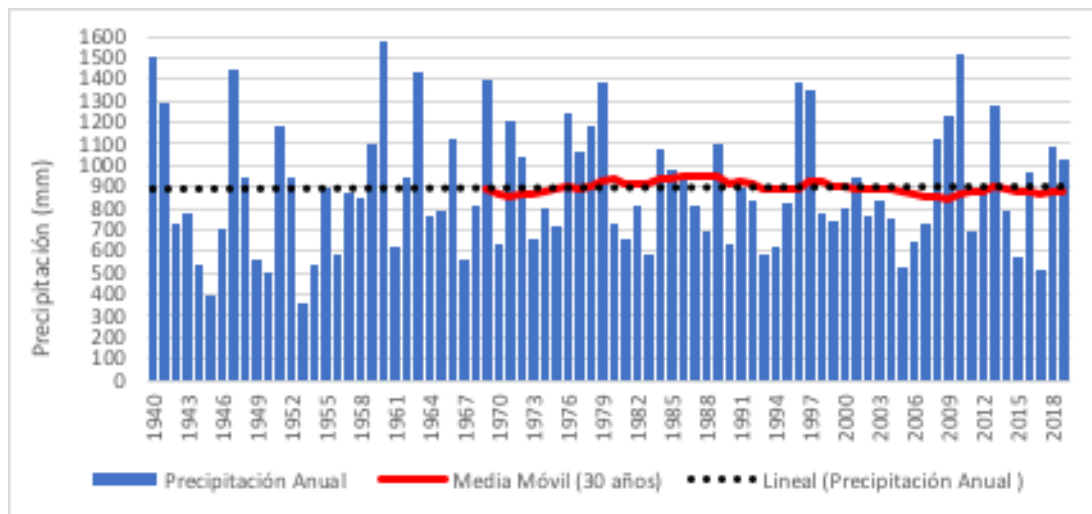
4.1. Serie de Pontones (1940-2019)

Esta serie que posee más de 80 años de registros pluviométricos se localiza en las inmediaciones del nacimiento del río Segura. Posee una precipitación media de 871,7 mm para el periodo de referencia 1981-2010, siendo la distribución estacional la siguiente: invierno-324,7mm, primavera-262,2 mm, otoño- 226,9 mm y verano- 57,9 mm. Cabe destacar que el invierno es la estación más húmeda debido a la marcada influencia atlántica, registrándose bastantes días con precipitación en forma de nieve. Además el verano no presenta una sequía estival tan marcada como en zonas de clima mediterráneo, debido al desarrollo de fenómenos termoconvectivos que dan lugar a la formación de tormentas.

En la figura 3, se presenta la evolución de las precipitaciones en la serie de Pontones durante el período 1940-2019. Se observa una ligera tendencia negativa (-0,3 mm/década), debido a que las décadas de 1940 y 1950 fueron bastante secas. Si el análisis se efectúa desde la década de 1970, si se vislumbra un drástico descenso de las precipitaciones, pasando de un pico máximo de 951,1 mm en el período 1955-1986 a un promedio de 845,5 mm en el periodo 1980-2019. Este drástico descenso es más acusado durante el invierno, y es corroborado en otros estudios, en los que se vis-

lumbra un notable descenso de la precipitación invernal en la vertiente atlántica peninsular (González Hidalgo *et al.*, 2011, Serrano- Notivoli, 2017 y Miró-Pérez *et al.*, 2018). No obstante, en la serie de Pontones también se observa un incremento de los extremos pluviométricos durante la estación invernal y el mes de marzo. El invierno de 2009/2010, se constituye 1051,7 mm como la estación más húmeda de toda la serie de Pontones.

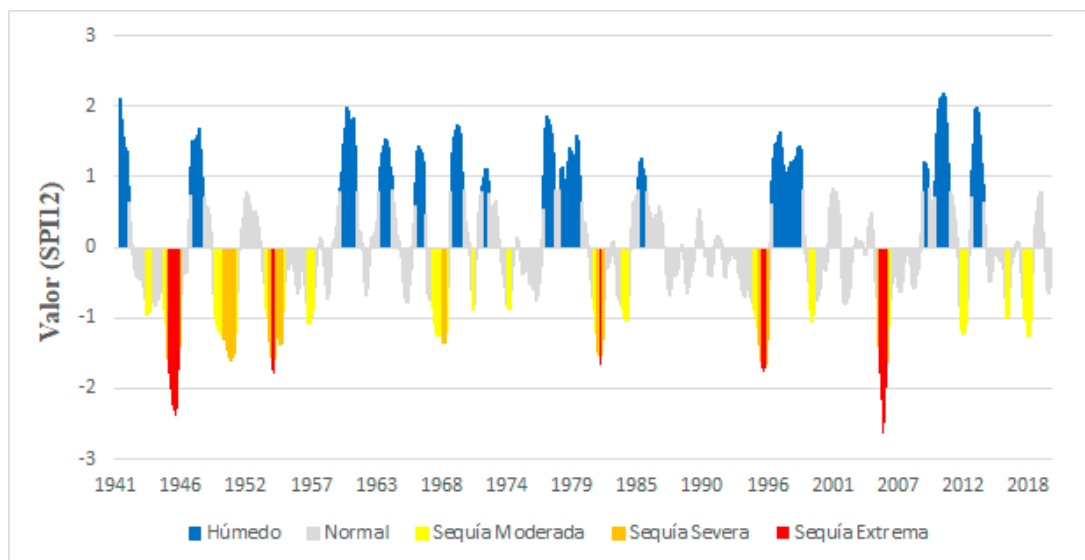
Figura 3. Evolución de la precipitación anual (datos originales) y media móvil de 30 años en la serie de Pontones (período 1940-2019)



Fuente: Elaboración propia partir de la base de datos de la Agencia Estatal de Meteorología.

Por su parte en la figura 4, se presenta la evolución temporal del SPI12 en la serie de Pontones. Desde 1940, se han registrado un total de cinco sequías extremas: 1945-1946, 1953-1955, 1981-1982, 1994-1996 y 2005-2006. Esta última, es la que presenta el valor más bajo de intensidad. En los parámetros de duración y magnitud apenas se observan variaciones, vislumbrándose un ligero incremento en la frecuencia de meses con sequía a partir de la década de 1980 (Ruiz Álvarez *et al.*, 2021).

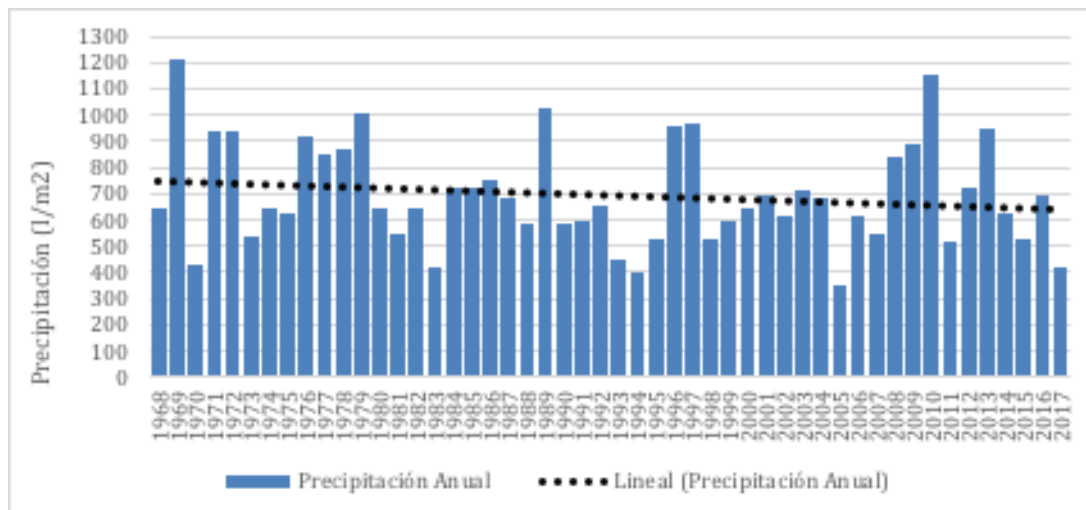
Figura 4. Evolución temporal del SPI12 en la serie de Pontones (período 1940-2019).



Fuente: Elaboración propia partir de la base de datos de la Agencia Estatal de Meteorología.

4.2. Serie regionalizada precipitación cabeceras de los ríos Segura y Mundo (periodo 1968-2017)

En primer lugar se presenta la evolución de la serie regionalizada de precipitación (figura 5), obtenida a partir de las diez series pluviométricas ubicadas en esta región (figura 1). Para la obtención de la serie regionalizada se ha dividido en territorio en una serie de polígonos de Thiessen, ponderando de esta forma el peso porcentual de la superficie ocupada por cada una de estas áreas. En la figura 5, se observa como durante los últimos 50 años la tendencia de las precipitaciones es claramente negativa (-22 mm/década), aunque esta no es estadísticamente significativa (test de Mann-Kendall). Este descenso está ligado sobre todo a la reducción de las precipitaciones de origen atlántico a partir de la década de 1970 (Aguilar Alba, 2007; Halifa-Marín *et al.*, 2021). De este modo, el invierno es con diferencia la estación que experimenta un mayor descenso.

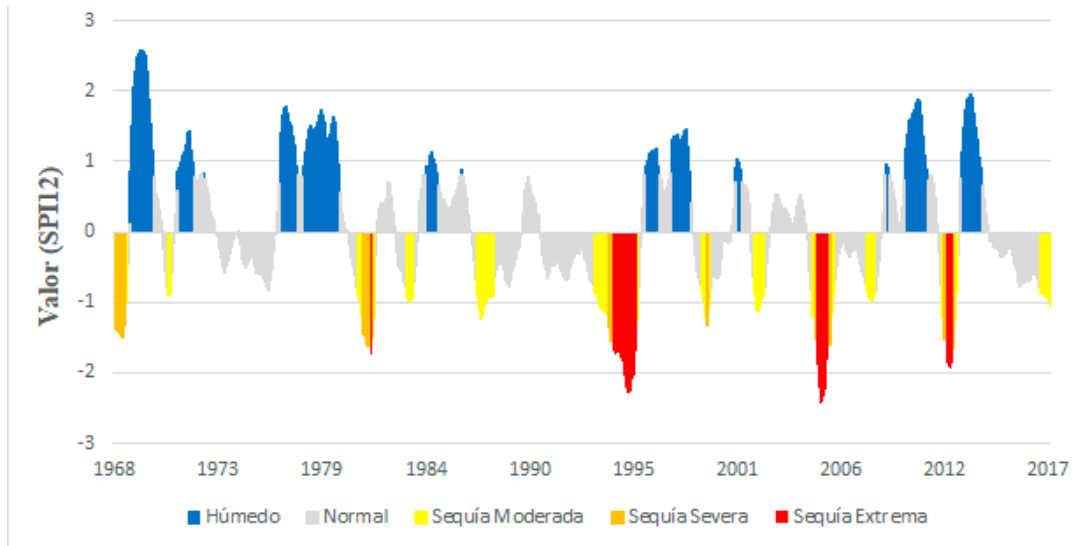
Figura 5. Evolución temporal de la precipitación en las cabeceras de los ríos Segura y Mundo (período 1968-2017)

Fuente: Elaboración propia partir de la base de datos de la Agencia Estatal de Meteorología.

Con respecto a la evolución de las secuencias pluviométricas secas, en la figura 6 se exhibe la evolución temporal del SPI12 para el período temporal 1968-2017. En estas cinco décadas se han registrado un total de cuatro sequías de carácter extremo: 1981-1982, 1993-1996, 2005-2006 y 2012. Sin duda, la sequía extrema de mayor duración y magnitud es la 1993-1996 (figura 7). Dicha sequía, trajo consigo importantes repercusiones territoriales en el territorio de la DHS y MCT (Morales-Gil, 1999), provocando serios problemas en el abastecimiento de agua potable, ya que coincidió con un notable periodo de déficit pluviométrico en la cabecera del Tajo (inicio del trasvase Tajo-Segura). En este punto cabe destacar que los patrones de sequía de las cabecera del Tajo y Segura son bastantes similares, lo que genera graves consecuencias territoriales durante los períodos de sequía ibérica. Este período seco, fue un punto de inflexión en la gestión de las sequías en el sureste de la península ibérica, ya que pocos años después fue impulsado el plan AGUA, destinado a la puesta en marcha de una serie de desalinizadoras.

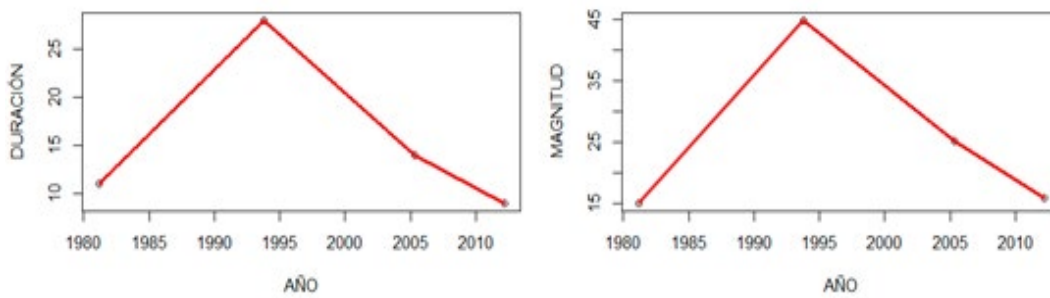
En la figura 7, se observa como prácticamente los parámetros de duración y magnitud permanecen estables en este período temporal. Por su parte, en la figura 8 se expone la evolución temporal del porcentaje de área afectada por sequías con diferentes grados de severidad. El área de cada región atribuida a las diferentes categorías de sequía ha sido asignada mediante la aplicación de áreas acumulativas a partir de los polígonos de Thiessen. Este proceso permite asignar un determinado peso a cada polígono en función de su superficie. El objetivo de este apartado es poder estudiar posibles patrones espaciales de sequías. Se observa como las sequías de 1993-2006 y 2005-2006 afectaron con un grado de severidad extremo a la práctica totalidad del territorio examinado. En ambos períodos, el nacimiento del río Segura se secó, teniendo por lo tanto importantes repercusiones en las reservas hídricas.

Figura 6. Evolución temporal del SPI12 en la serie regionalizada de las cabeceras de los ríos Segura y Mundo ((período 1968-2017)



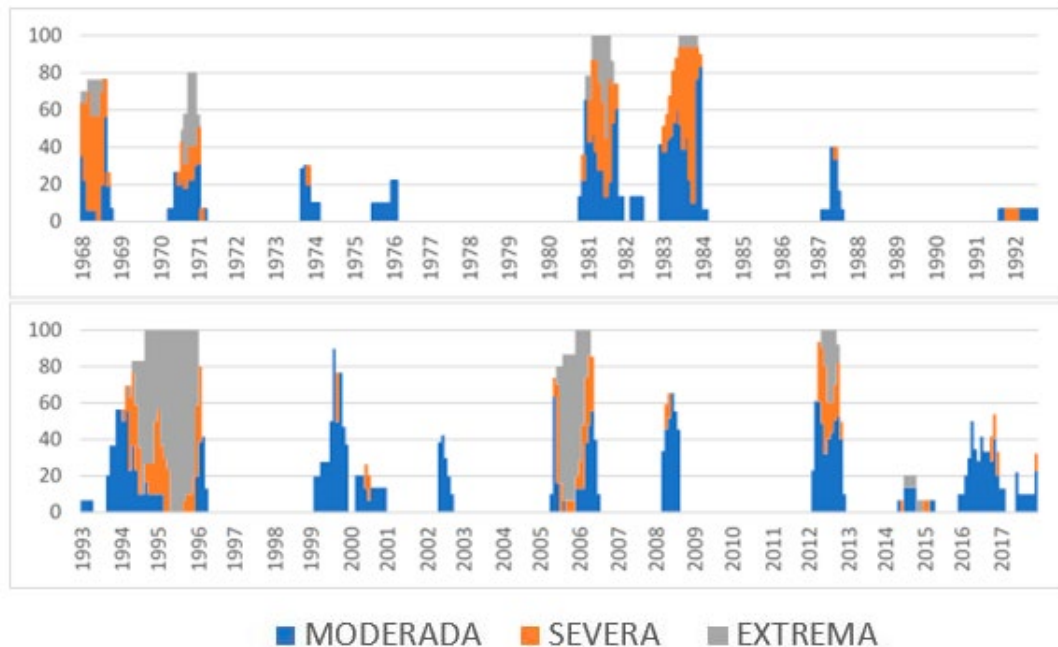
Fuente: Elaboración propia partir de la base de datos de la Agencia Estatal de Meteorología.

Figura 7. Evolución temporal de los parámetros de duración y magnitud de las sequías extremas en la serie regionalizada de las cabeceras de los ríos Segura y Mundo (período 1968-2017), mediante curva suavizada con el método LOWESS.



Fuente: Elaboración propia

Figura 8. Evolución temporal del porcentaje de área afectada por sequías con diferentes grados de severidad en la serie regionalizada en la serie regionalizada de las cabeceras de los ríos Segura y Mundo (período 1968-2017)

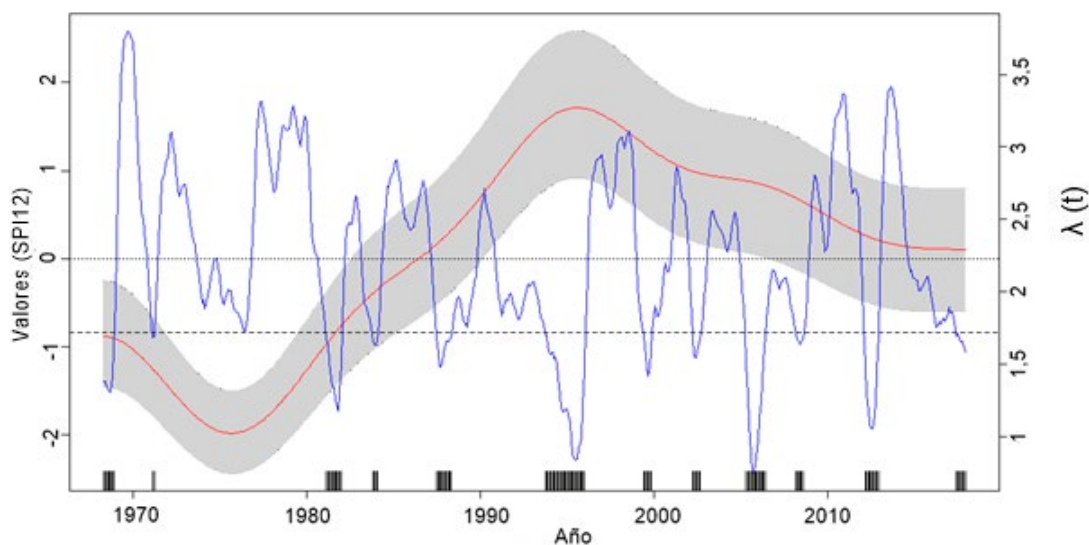


Fuente: Elaboración propia partir de la base de datos de la Agencia Estatal de Meteorología.

Por otra parte, con respecto al parámetro de la frecuencia, en la figura 9 se exhibe la evolución temporal de ocurrencia de sequías mediante análisis con el método KORE. Se vislumbra un incremento de ocurrencia de meses con sequía a partir de la década de 1980. Este hecho es corroborado en otros estudios, en lo que se manifiesta un incremento de las sequías en la península ibérica a partir de la segunda mitad del S.XX (Sousa *et al.*, 2011; González-Hidalgo *et al.*, 2018; Domínguez-Castro *et al.*, 2019). Esta intensificación en la ocurrencia de meses con sequía tiene un claro reflejo en la evolución de las reservas hídricas en los grandes de la cabecera del Segura (Cenajo y Fuensanta), que presentan un aforo conjunto máximo de 647 hm³. En la figura 10, se muestra la evolución temporal del volumen mensual conjunto (hm³) Fuensanta-Cenajo desde el año hidrológico 1967/68 hasta la actualidad. Para una mejor visualización de los registros, se ha dividido el volumen mensual conjunto (hm³) en cuatro categorías (cuartiles) en función del volumen porcentual acumulado: rojo (0-25%), naranja (25-50%), verde (50-75%) y azul (75-100%). Se puede observar, como entre octubre de 1980 y enero de 2010, se localizada de un período de 30 años con las reservas hídricas conjuntas por debajo del 50% del volumen total. Por lo tanto, en este caso se observa claramente el denominado efecto 80, definido y analizado en numerosos estudios (Lorenzo-Lacruz *et al.*, 2012; Hernández Bedolla *et al.*, 2019). A partir del invierno de 2009/2010 que fue extremadamente húmedo se produjo un ascenso extraordinario el volumen almacenado, llegando prácticamente al 100% de su capacidad en la primavera de 2013. No obstante rápidamente, debido al uso intensivo de los recursos hídricos por parte de las actividades agrícolas se produjo un rápido descenso el volumen almacenado. En este sentido, sería interesante establecer una

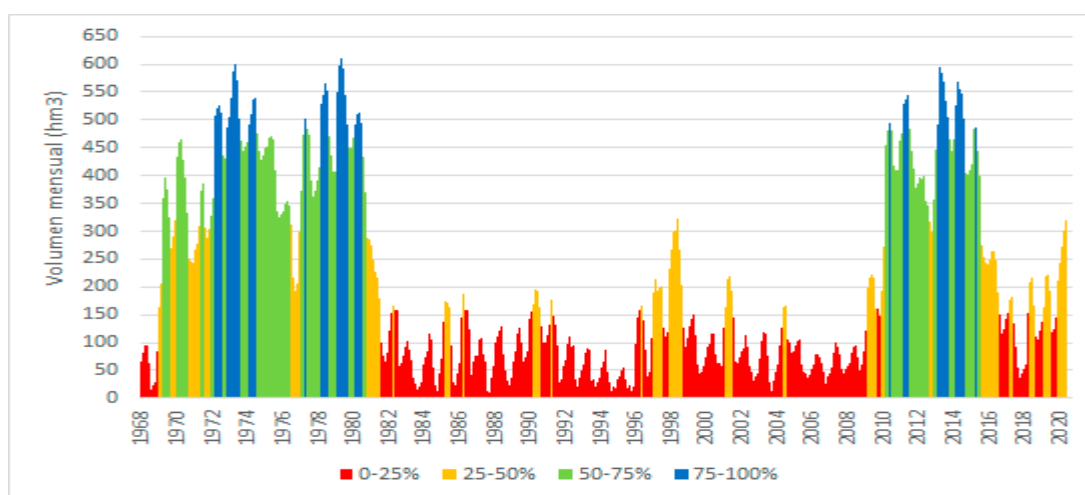
serie de criterios como los establecidos recientemente en las reglas de explotación del trasvase Tajo-Segura, con el objetivo final de tener una mayor disponibilidad hídrica durante los períodos de sequía.

Figura 9. Evolución temporal de ocurrencia de sequías en la serie regionalizada de las cabeceras de los ríos Segura y Mundo (período 1968-2017), mediante análisis con el método KORE.



Fuente: Elaboración propia. Las marcas negras verticales indican los puntos en el periodo temporal analizado por debajo del umbral de sequía adoptado (-0,84), que aparece en línea discontinua.

Figura 10. Evolución temporal del volumen mensual conjunto (hm³) Fuensanta-Cenajo desde el año hidrológico 1967/68 hasta la actualidad



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos extraídos del CEDEX

5. CONCLUSIONES

El análisis de la evolución de las secuencias pluviométricas secas resulta de vital importancia, más si cabe en un territorio semiárido como la DHS, que presenta un importante déficit pluviométrico estructural y un consecuente notable déficit hídrico que se ve acentuado por la implementación de usos del suelo cuya demanda de agua excede a la oferta de recursos endógenos. En el presente trabajo se ha examinado de forma exhaustiva el comportamiento de las sequías en las cabeceras de los ríos Segura y Mundo, poniéndose de manifiesto una tendencia claramente descendente de las precipitaciones a partir de la década de 1970, y una intensificación en la ocurrencia de meses con sequía a partir de la década de 1980, pudiéndose resaltar las sequías de 1981-1982, 1993-1996, 2005-2006 y 2012. Además se vislumbra un notable incremento de la variabilidad interanual de las precipitaciones, así como un aumento de los episodios pluviométricos extremos.

En este sentido, se debe plantear una serie de actuaciones encaminadas a la reducción de la vulnerabilidad y exposición frente a las sequías, entre las que se tiene que contemplar la reducción de la superficie de regadío que se ha incrementado de forma muy considerable desde la década de 1980, a partir de la llegada del trasvase Tajo-Segura, especialmente en los valles prelitorales y zonas costeras. Estas medidas deberían articularse siempre dentro de la ordenación del territorio, ya que es la herramienta más eficaz para la mitigación de las consecuencias y repercusiones socioeconómicas y territoriales de las sequías. El análisis efectuado podría ser complementario a las unidades territoriales de sequía y escasez, establecidas en el Plan Especial de Sequías de la Demarcación Hidrográfica del Segura. Las cabeceras de los ríos Segura y Mundo, conforman una de estas unidades territoriales. Como propuestas de trabajo futuras se plantean la aplicación del mismo marco metodológico pero con la implementación del índice de sequía SPEI para estudiar el impacto del incremento las temperaturas sobre las sequías; y analizar en profundidad en las tendencias y cambios en los parámetros de duración y magnitud de sequías que complementen los resultados y conclusiones obtenidos en este estudio.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGNEW, C.T. (2000). Using the SPI to identify drought. *Drought Network News*, 12, 6-12. Retrieved from <https://digitalcommons.unl.edu/droughtnetnews/1/>
- AGUILAR ALBA, M. (2015): Regionalización pluviométrica de Andalucía. Análisis de su red de observación para la gestión medioambiental. Tesis doctoral, Universidad de Sevilla, España. Retrieved from <https://idus.us.es/handle/11441/41098>
- ALEXANDRIDIS, A.K. Y ZAPRANIS, A.D. (2013). Handling the data. *Weather Derivatives*. Springer, pp. 37-54. DOI: 10.1007/978-1-4614-6071-8_3
- CLEVELAND, W. S. (1979). Robust locally weighted regression and smoothing scatterplots. *Journal of the American statistical association*, 74(368), 829-836. DOI: 10.1080/01621459.1979.10481038.
- DIGGLE, P. (1985). A kernel method for smoothing point process data. *Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)*, 34(2), 138-147. DOI: 10.2307/2347366.

- DOMÍNGUEZ-CASTRO, F., VICENTE-SERRANO, S. M., TOMÁS-BURGUERA, M., PEÑA-GALLARDO, M., BEGUERÍA, S., EL KENAWY, A., LUNA, Y., & MORATA, A. (2019). High spatial resolution climatology of drought events for Spain: 1961–2014. *International Journal of Climatology*, 39(13), 5046–5062. DOI: 10.1002/joc.6126.
- ESPINOSA, L.A., PORTELA, M.M., & RODRIGUES, R. (2019). Spatio-temporal variability of droughts over past 80 years in Madeira Island. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 25, 100623. DOI: 10.1016/j.ejrh.2019.100623
- FORD, T. W., MCROBERTS, D. B., QUIRING, S. M., & HALL, R. E. (2015). On the utility of in situ soil moisture observations for flash drought early warning in Oklahoma, USA. *Geophysical Research Letters*, 42(22), 9790–9798. DOI: 10.1002/2015GL066600
- GARCÍA-MARÍN, R. (2008). Riesgo de sequía y vulnerabilidad socioeconómica en la Cuenca del Guadalentín. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia, España. Retrieved from <https://digitum.um.es/digitum/handle/10201/3566>
- 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(5), 715–731. DOI:10.1002/joc.2115
- GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C., VICENTE-SERRANO, S. M., PEÑA-ANGULO, D., SALINAS, C., TOMÁS-BURGUERA, M., & BEGUERÍA, S. (2018). High-resolution spatio-temporal analyses of drought episodes in the western Mediterranean basin (Spanish mainland, Iberian Peninsula). *Acta Geophysica*, 66(3), 381–392. DOI: 10.1007/s11600-018-0138-x.
- HALIFA-MARÍN, A., LORENTE-PLAZAS, R., PRAVIA-SARABIA, E., MONTÁVEZ, J. P., & JIMÉNEZ-GUERRERO, P. (2021). Atlantic and Mediterranean influence promoting an abrupt change in winter precipitation over the southern Iberian Peninsula. *Atmospheric Research*, 253, 105485. DOI: 10.1016/j.atmosres.2021.105485.
- HERNÁNDEZ BEDOLLA, J., SOLERA, A., PAREDES ARQUIOLA, J. Y ROBLERO ESCOBAR, C.X. (2019): Análisis del cambio en las aportaciones hidrológicas en la cuenca del río Júcar a partir de 1980 y sus causas. *Ingeniería del Agua*, 23 (2), 141-155. DOI: 10.4995/ia.2019.10582
- LÓPEZ-MORENO, J. I., VICENTE-SERRANO, S. M., BEGUERÍA, S., GARCÍA-RUIZ, J. M., PORTELA, M. M., & ALMEIDA, A. B. (2009). Dam effects on droughts magnitude and duration in a transboundary basin: The Lower River Tagus, Spain and Portugal. *Water Resources Research*, 45(2). DOI: 10.1029/2008WR007198
- LORENZO LACRUZ, VICENTE SERRANO, S.M., LÓPEZ MORENO, J.I., MORÁN TEJEDA, E. Y ZABALZA, J. (2012): Recent Trends in Iberian Streamflows (1945–2005). *Journal of Hydrology*, 414–415, 463–475. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2011.11.023
- MCKEE, T. B., DOESKEN, N. J., & KLEIST, J. (1993). The relationship of drought frequency and duration to time scales. In *Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology* (pp. 179–183). Retrieved from <https://climate.colostate.edu/pdfs/relationshipofdroughtfrequency.pdf>
- MIRÓ, J. J., ESTRELA, M. J., CASELLES, V., & GÓMEZ, I. (2018). Spatial and temporal rainfall changes in the Júcar and Segura basins (1955–2016): Fine-scale trends. *International Journal of Climatology*, 38(13), 4699–4722. DOI: 10.1002/joc.5689
- MORALES GIL, A. (1999): El consumo agrícola de agua. Sus modalidades y trascendencia socioeconómica actual. En: Gil Olcina, A. y Morales Gil, A. (Eds.). *Los usos del agua en España* (pp.49–77). Instituto de Geografía y Caja de Ahorros del Mediterráneo, Alicante.
- MUDELSEE, M. (2011). The bootstrap in climate risk analysis. In *Extremis: Disruptive Events and Trends in Climate and Hydrology* (pp. 44–58). New York.

- NOGUERA, I., DOMÍNGUEZ-CASTRO, F., & VICENTE-SERRANO, S. M. (2020). Characteristics and trends of flash droughts in Spain, 1961–2018. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1472(1), 155–172. DOI: 10.1111/nyas.14365.
- NOGUERA, I., DOMÍNGUEZ-CASTRO, F., & VICENTE-SERRANO, S. M. (2021). Flash Drought Response to Precipitation and Atmospheric Evaporative Demand in Spain. *Atmosphere*, 12(2), 165. DOI: 10.3390/atmos12020165.
- OLCINA CANTOS, J. (2001): Tipología de sequías en España. *Ería: Revista cuatrimestral de geografía*, 56, 201–227. Retrieved from https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/23004/1/2001_Jorge_Olcina_Eria.pdf
- OLCINA-CANTOS, J. (2006). *¿Riesgos naturales? I. Sequías e inundaciones*. Barcelona: Davinci Continental.
- PEÑA-GALLARDO, M., GÁMIZ-FORTIS, S., CASTRO-DÍEZ, Y., & ESTEBAN-PARRA, M. (2016). Análisis comparativo de índices de sequía en Andalucía para el período 1901–2012. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 42(1), 67–88. DOI: 10.18172/cig.2946.
- PORTELA, M. M., ZELENÁKOVÁ, M., SANTOS, J. F., PURCZ, P., SILVA, A. T., & HLAVATÁ, H. (2015). A comprehensive drought analysis in Slovakia using SPI. *European Water*, 51, 15–31. Retrieved from https://www.ewra.net/ew/pdf/EW_2015_51_02.pdf
- RUIZ ÁLVAREZ, V., PORTELA, M. M., ESPINOSA, L. Á., GARCÍA MARÍN, R., BELMONTE SERRATO, F., & RUIZ ÁLVAREZ, M. (2021). Regionalization of droughts from the SPI in the Segura hydrographic basin and Commonwealth of Taibilla Channels (Southeast of Spain). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (88). DOI: 10.21138/bage.3045.
- SERRANO NOTIVOLI, R. (2017). *Reconstrucción climática instrumental de la precipitación diaria en España: ensayo metodológico y aplicaciones*. Tesis doctoral, Universidad de Zaragoza. Retrieved from <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=202589>
- SILVA, A. T., PORTELA, M. M., & NAGHETTINI, M. (2012). Hydrology and Earth System Sciences Nonstationarities in the occurrence rates of flood events in Portuguese watersheds. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16, 241–254. DOI:10.5194/hess-16-241-2012.
- SILVERMAN, B.W. (1986). *Density Estimation for Statistics and Data Analysis*. Vol 26, CRC Press.
- SOUSA, P. M., TRIGO, R. M., AIZPURUA, P., NIETO R., GIMENO L., & GARCIA-HERRERA, R. (2011). Trends and extremes of drought indices throughout the 20th century in the Mediterranean. *Natural Hazards Earth System Sciences*, 11, 11–33. DOI: 10.5194/nhess-11-33-2011
- TALLAKSEN, L. M., & LANEN, H. A. J. VAN. (2004). *Hydrological drought: processes and estimation methods for streamflow and groundwater*. Amsterdam: Elsevier Science Limited.
- VARGAS, J., & PANEQUE, P. (2019). Challenges for the integration of water resource and drought risk management in Spain. *Sustainability*, 11(2), 308. DOI: 10.3390/su11020308.
- VICENTE-SERRANO, S. M., BEGUERÍA, S., LORENZO-LACRUZ, J., CAMARERO, J. J., LÓPEZ-MORENO, J. I., AZORÍN MOLINA, C., REVUELTO, J., MORÁN TEJEDA, E., & SÁNCHEZ-LORENZO, A. (2012). Análisis comparativo de diferentes índices de sequía para aplicaciones ecológicas, agrícolas e hidrológicas. In *Cambio Climático: extremos e impactos* (pp. 679–689). Salamanca: Actas del VIII Congreso Internacional de la Asociación Española de Climatología. Retrieved from <https://repositorio.aemet.es/handle/20.500.11765/8332>
- WILHITE, D.A., & GLANTZ, M. H. (1985). Understanding the drought phenomenon: the role of definitions. *Water International*, 10, 111–120. DOI: 10.1080/02508068508686328

EL CURSO DE GEOGRAFÍA EN ALEMANIA EN TIEMPOS DE PANDEMIA DE COVID-19: EL CONOCIMIENTO GEOGRÁFICO EN LA EDUCACIÓN FORMAL Y LOS RETOS PARA PROFESORES

Verena Reinke y Péter Bagoly-Simó¹

¹. Humboldt-Universität zu Berlin, Alemania

Resumen

Esta ponencia tiene como objetivo explorar algunos de los cambios que afectan la enseñanza y el aprendizaje de la educación secundaria en la asignatura de geografía como consecuencia de la pandemia COVID-19. En Alemania, de una manera bastante imprevista, los colegios cerraron en marzo. Las/los profesores/as, de repente, se vieron a sí mismos como educadores con un tema inusual, jugando un papel marginal y a la vez preocupados por proponer a sus estudiantes medios educativos adecuados para avanzar con los temas del currículum.

Este desarrollo llevó a varias preguntas: ¿Cuál es el papel de la geografía en los formatos de enseñanza no presentes en el aula? ¿Qué impacto tiene la enseñanza digitalizada en Geografía?

¿Cómo funcionan los nuevos formatos de comunicación tanto entre el alumnado como en el profesorado a nivel institucional entre la dirección y las/los colegas?

¿Cuáles son los efectos de la educación en cuanto a la planificación de lecciones, particularmente en lo que respecta a la selección y el uso de medios educativos? Además, otra pregunta central:

¿cuáles son los efectos que ha sufrido la geografía escolar como asignatura durante el encierro de COVID-19 en la escuela? ¿Va a perder aún más importancia en comparación con otras asignaturas?

Esta ponencia ofrece una primera visión de las consecuencias que tuvo el *Lockdown* de COVID-19 en la enseñanza de la geografía en seleccionados Estados federales alemanes. Las entrevistas sirvieron para explorar las perspectivas de quince profesores de secundaria sobre las alteraciones que sufrió su enseñanza de Geografía desde el cierre del COVID-19. Esa investigación exploratoria fue realizada con entrevistas centradas en problemas (Witzel 2000; Flick 2009). El cuestionario implicó las preguntas principales a lo largo de cuatro temas: desafíos generales en la docencia y aprendizaje en la educación formal durante el bloque de COVID-19, comunicación con los diferentes actores involucrados en educación, el uso de los medios educativos en la enseñanza durante el *homeschooling* y el COVID-19 como tema en el curso de geografía y su papel en la adquisición de conocimientos geográficos.

Los resultados descubiertos, junto con las limitaciones y los retos sistémicos, han sido, que deben ser consideradas dos áreas principales para redefinir temas específicos del conocimiento en tiempos de educación basada en competencias, cuando el saber científico podría estar en el fondo. Miramos los resultados en el contexto de

la estructura alemana de la geografía escolar y en el marco teórico de los distintos currículos (Young & Muller, 2010) y el powerful knowledge/saber poderoso.

Palabras clave: curso de geografía, entrevista profesores alemanes, COVID-19, saber geográfico, saber poderoso.

1. RESUMEN INGLÉS

This paper aims to explore some of the changes affecting the teaching and learning of secondary Geography as a result of the COVID-19 pandemic and the first lockdown in March 2020. During this time, schools suffered changes and regulations, which had an impact on teaching. What role did Geography play here?

The paper sets a focus on geographical knowledge and its alteration in times of extraordinary measures to diagnose its challenges. Therefore, we look at the issue focusing on three aspects. First, we focus on the effects of the institutional and normative framework on the teaching of Geography during the lockdown. Second, we take a closer look at the selection and use of educational media - an area of central concern, based on input from teachers prior to data collection. Third, we focus on COVID-19 as a topic in geography classrooms and its connection with geographic concepts.

Against the background of current debates on competence- and standard-based education from the Sociology and History of Education as well as from Geography Education, in-depth interviews served to explore the perspectives of 15 German secondary school teachers on the alterations their Geography teaching suffered during the COVID-19 lockdown. Analytical categories were general challenges, communication with stakeholders, educational media usage, and the role of COVID-19 in geographical knowledge acquisition. The results uncovered, along with systemic challenges, two main areas in need of consideration to redefine subject-specific knowledge in times of competence-based education, namely Geography teachers' professional identity and perspectives on the role of geographical competencies.

Key words: Geography education; Germany; interview; COVID-19; geographical knowledge; powerful knowledge.

2. INTRODUCCIÓN

El año 2020, debido al Covid-19, presentó al mundo desafíos inesperados que perjudicaron la vida normal en muy distintos niveles. Y por supuesto, también ha cambiado mucho la educación y la vida cotidiana de los escolares y por lo tanto la de los profesores. Los docentes tuvieron que lidiar con el tema de la pandemia de un día para otro, además de estar atentos a las lecciones especializadas para no descuidar los objetivos del plan de estudios y la enseñanza en profundidad de los temas.

La geografía como asignatura en la escuela con solo unas pocas horas se enfrentó a desafíos particulares, pero posiblemente también a nuevas oportunidades, por

ejemplo, el poder integrar con más fuerza los métodos de enseñanza digital. Este artículo presenta los resultados de una encuesta a profesores de geografía en Alemania.

Como reacción al comienzo de la pandemia de COVID-19 el estado federal alemán de Sarre cerró sus escuelas el 16 marzo de 2020. En unos días los 15 estados restantes también cerraron tanto las escuelas públicas como las privadas. En ese momento, nadie sabía que este estado en la enseñanza continuaría durante mucho tiempo. En mayo de 2021 en casi todos los estados federales continuaba las clases semipresenciales (alternando clases on-line y clases presenciales con grupos reducidos de alumnos). Durante más de un año las escuelas en Alemania se estuvieron adaptando paulatinamente con diferentes escenarios según la incidencia de contagios. Esta situación todavía está en curso, aunque se habla de abrir escuelas en algunos estados federales en junio para todos los estudiantes (a partir del 24 de mayo de 2021).

Las asignaturas escolares individuales, así como la geografía, no están en el centro de atención en un año tan excepcional, se ha tenido que equilibrar, por un lado, que el sistema de enseñanza haya sido lo más seguro posible, en el que la salud de todos haya estado garantizada y por otro, que el aprendizaje durante todo este tiempo de pandemia haya sido exitoso

En el transcurso de 2020 surgieron rápidamente varias formas de aprendizaje a distancia en la mayoría de los estados federales, por ejemplo, se instalaron servidores educativos (clouds) para utilizar una plataforma central, sin embargo, pronto se desarrollaron caminos muy diferentes que diferían no solo dentro de Alemania sino también dentro de los estados federales y variaban de una escuela a otra.

Los primeros días de la pandemia dejaron solos tanto a los docentes como a la dirección de la escuela ante la incertidumbre que provocaba la nueva situación Covid, quienes en algunos casos tuvieron que implementar con medidas muy rápidamente, incluso no contando algunas escuelas con el equipamiento necesario. Las medidas de comunicación cambiaron considerablemente. Las reuniones habituales en la escuela o las conferencias sobre la asignatura, con el fin de garantizar la calidad en la asignatura, no se realizaron al principio o se realizaron raramente, también de una manera virtual siendo muy desconocida para muchos.

Esta situación despertó el interés de los autores (ambos activos en la formación de profesores de geografía) en preguntar a los profesores de geografía sobre la situación. De ese modo, se hizo evidente que una combinación de la escuela como una institución junto a su marco regulatorio (ministerios, decretos, exámenes finales centrales y requisitos curriculares) y además de los nuevos formatos de comunicación crearon una situación menos favorable para la geografía y formaban un conglomerato de desventajas para la geografía. Los profesores, de repente, se vieron a sí mismos como educadores con su asignatura jugando meramente un papel marginal y cada uno parecía preocupado por preparar a sus estudiantes con medios educativos adecuados. Este devenir preocupante llevó a varias preguntas: ¿Cuál es el papel de la geografía en los formatos de enseñanza no presencial? ¿Qué es el impacto de la enseñanza digitalizada en Geografía? ¿Cómo influyen los nuevos formatos de comunicación y las nuevas formas organizativas en la geografía a nivel institucional y personal? ¿Qué son los efectos de la educación online en la planificación, sobre todo en las decisiones especialmente al decidir qué método o qué material voy a elegir? pero la pregunta más llamativa que podemos plantear es: ¿Qué efectos tendrá la

pandemia sobre el tema de la geografía que no ocupa un lugar destacado en el canon de materias en Alemania?

Este artículo tiene como objetivo ofrecer una primera visión de los efectos que tuvo el confinamiento de COVID-19 sobre la enseñanza de la Geografía en seleccionados estados federales alemanes. El motivo del texto consta de tres puntos. Primero, apunta a los efectos del marco institucional y normativa sobre la docencia de la asignatura de geografía durante el aislamiento. En segundo lugar, se necesita una mirada más cercana en la elección de medios educativos y sus usos – un área de preocupación aparentemente centra según la información por maestros y profesores antes de la recolección de datos. En tercer lugar, el artículo quiere averiguar qué importancia tiene COVID como tema en las lecciones de geografía y cómo se puede incorporar de manera significativa en las lecciones y cómo será su relevancia como contenido geográfico dentro del marco de conceptos geográficos. Antes de presentar los resultados, se deben presentar algunos datos claves sobre la geografía escolar en Alemania. El método y la muestra se presentan a continuación. El artículo termina con la discusión y las conclusiones.

3. ALGUNOS DATOS CLAVES SOBRE LA GEOGRAFÍA COMO ASIGNATURA EN ALEMANIA

La educación en Alemania es una tarea de los estados federales, ya que la estructura en los 16 estados federales no es idéntica. Como consecuencia, cada estado federal define, entre otros, la duración y los tipos de escuelas para cada nivel educativo. La escuela primaria, por ejemplo, se extiende a los primeros cuatro años de educación escolar. Sin embargo, en el estado de Berlín y Brandenburgo, la escuela primaria cubre los primeros seis años escolares. Asimismo, los estados instituyeron diferentes tipos escolares y tipos de secundarias. Si puede diferenciar en *Realschule* (nivel mediado hasta el curso 10), *Gymnasium* (instituto) y *Gesamtschule*, una forma más inclusiva. El décimo grado marca el certificado de finalización de la escuela secundaria, los siguientes años escolares se preparan para el *Abitur*. Hay planes de estudio específicos para cada tipo de escuela y estado federal. En consecuencia, los 16 estados federales tienen un gran número de planes de estudio de Geografía. Los planes de estudio varían algo en términos de contenido, y los recursos de tiempo para la geografía también difieren en los países. Los planes de estudio varían algo en términos de contenido, y los recursos de tiempo para la geografía también difieren en los países. La variación aquí varía de media hora a la semana a dos horas.

A pesar de la multitud de documentos normativos curriculares, las geografías escolares en los estados federales muestran algunas similitudes. Por ejemplo, todos los planes de estudios siguen un enfoque temático-regional en el que los profesores eligen (o se indican a) ejemplos regionales para enseñar contenido temático. Tradicionalmente, la geografía vinculaba, por ejemplo, las megaciudades, la urbanización y las selvas tropicales con América Latina. La iniciativa Curriculum 2000+ (DGfG 2002) logró la primera aproximación de posguerra en el nivel del contenido, para el curso 5 recomiendan Alemania y para el curso 6 Europa como espacios ejemplares. Un cambio decisivo ocurrió después del impacto PISA de 2001. Como reacción a los

resultados, el sistema educativo de los estados sufrió una reforma y los estados experimentaron cambios. Hubo un cambio de paradigma hacia la orientación “*Output*”. Se puede observar un cambio alejándose de las instrucciones y hacia un camino de aprendizaje más constructivista. Al mismo tiempo, las asignaturas básicas como lengua alemana, matemáticas recibieron conceptos propios y estándares.

La Geografía tomó iniciativa y desarrolló sus propios conceptos y estándares. La Sociedad Geográfica alemana publicó en 2006 sus Estándares educativos en geografía para el certificado de finalización de la escuela secundaria que prescribe seis áreas de competencia, es decir, conocimientos específicos de la asignatura, orientación espacial, recopilación de informaciones/métodos, comunicación, evaluación y acción (DGfG 2012). Como la mayoría de los sistemas educativos adoptaron el constructivismo (moderado) e implementaron una competencia basada en estándares de educación, las geografías escolares también formularon estándares (por ejemplo, Bednarz et al. 2014) y áreas de competencia.

Schöps (2017) documentó la implementación progresiva tanto del modelo de competencia como de los estándares en planes de estudios de los 16 estados. El resultado es, por ejemplo, un plan de estudios que complementó ligeramente el contenido prescrito por el modelo de competencia modificado y algunos estándares. Por ejemplo, el estado de Berlín implementó las seis áreas de competencia con diferentes nombres.

El conocimiento específico de la asignatura es el núcleo del modelo de competencia (DGfG 2012) y necesita una mirada más cercana. En Gran Bretaña, los documentos curriculares se basan en un conjunto de conceptos negociados entre académicos de la geografía y pedagogos de geografía (cf. Taylor 2008). Los estándares alemanes implican un conjunto normativo de conceptos básicos que prescriben una perspectiva sistémica. Junto con la geografía física y humana, los estándares también prescriben los componentes del sistema (estructura, función, proceso) y escalas (local, regional, nacional, internacional y global). Además, Wardenga (2002) desarrolló cuatro tipos de categorías espaciales (espacio como contenedor, relación, espacio percibido y espacio construido) que agregaron más capas a los conceptos básicos en torno al sistema medioambiental humano.

La cuestión de la geografía en tiempos de pandemia también es interesante de examinar en el contexto de los tres escenarios según Young y Muller (2010). Los dos distinguen tres tipos de documentos curriculares. Un currículo de tipo F1 (futuro 1) presenta el conocimiento como dado y requiere su implementación en forma de instrucción directa. En contraste, el currículo de tipo F2 (futuro 2) surge de los movimientos liberadores cuales abrieron la educación para las masas. También surgió un cambio en el tipo de conocimiento presentado ya que el contenido considerado como inmóvil y dado se sustituyó por competencias genéricas. De esta forma, el contenido y el conocimiento de las asignaturas escolares perdieron su conexión con el conocimiento académico producido por comunidades de expertos en medios académicos. En otras palabras, el conocimiento se acercó mucho al saber cotidiano. Al hablar del tipo F3 (futuro 3), Young and Muller subrayan la necesidad de mantener una educación basada en competencias, pero argumentan que las mismas competencias y su aplicación requiere conocimiento poderoso proveniente de los grupos de expertos, en nuestro caso geógrafos y geógrafas.

Young y Muller abogaron por la implementación de un plan de estudios F3 que permaneciera basado en competencias, pero que promoviera un conocimiento sólido, un conocimiento profundamente arraigado en la experiencia de los especialistas. Visto desde la conceptualización inicial de Young y Muller (2010), el currículo de geografía escolar alemana parece ser un tipo F2 basado en cierto contenido prescrito.

El objetivo es brindar a los jóvenes la capacidad de comprender los complejos sistemas humanos- ambientales y contribuir a un futuro sostenible a través de su comportamiento. Este artículo solo puede dar una pequeña idea de los desarrollos y diferencias entre diferentes planes de estudio en varios países. Debería haber quedado claro que las condiciones para la geografía estuvieron expuestas a grandes desafíos bajo la pandemia debido al reducido número de horas y al contenido complejo. Método

Se utilizó entrevistas centradas en problemas (Witzel 2000; Flick 2000) para recopilar datos. El cuestionario estructurado y corto ayudó a recopilar datos generales sobre los entrevistados, como edad, sexo, experiencia laboral, tipo de escuela, materias y grados impartidos durante el año escolar 2019/2020. El estudio exploratorio descancó un horario de entrevistas que implicó las preguntas principales a lo largo de cuatro áreas temáticas: desafíos generales en la docencia y aprendizaje en la educación formal durante la pandemia, comunicación con las diferentes partes involucradas en educación (estudiantes, padres, colegas, directores de escuelas), el uso de los medios educativos durante la enseñanza en tiempos de COVID-19 y el tema de COVID-19 como contenido geográfico y su papel en la adquisición de conocimientos geográficos. La muestra incluyó a más de 15 personas que ya podían mirar hacia atrás en su experiencia profesional, pero que habían trabajado en el servicio escolar durante diferentes períodos de tiempo.

La entrada conversacional (Witzel 2000) en el comienzo de cada entrevista estaba vinculada al correo electrónico o contacto telefónico original que explicó los objetivos de la investigación y condujo a programar la entrevista. Los profesores tuvieron tiempo suficiente para prepararse para la entrevista y estaban preparados para las preguntas de la entrevista. De este modo, COVID-19 sirvió como marco general de cambio que impactó las diversas facetas de la vida profesional de cada profesor (es decir, el problema de las entrevistas centradas en problemas), que abarcan desde el marco institucional que consta de la escuela y la administración a través de la comunicación que involucre a la mayoría de las partes interesadas, como los estudiantes, padres, colegas y directores de escuela, al uso de los medios educativos y al aprendizaje en la geografía.

En primer lugar, se pidió a los profesores que reflexionaran sobre sus primeras experiencias en las semanas escolares anteriores. Los entrevistadores luego hicieron preguntas que profundizaron la reflexión.

La muestra estuvo formada por 15 profesores de tres estados federales alemanes (Baja Sajonia, Baviera, Berlín). Debido al carácter exploratorio del estudio, los autores intentaron lograr la mayor diversidad posible. En el estudio participaron siete mujeres y ocho hombres con experiencia docente entre las ocho semanas y los 29 años. Los participantes también ocuparon diversos cargos, como gestión escolar o gestión de grupos de especialistas en geografía o docencia bilingüe.

Las entrevistas se evaluaron mediante un análisis de contenido cualitativo. Las cuatro áreas temáticas previamente determinadas estructuraron la evaluación y el análisis.

En un primer paso, las declaraciones de las personas se compararon entre las categorías. También se incluyeron aspectos como la edad y el género, así como ciertas habilidades. En el último paso, se utilizaron preguntas situacionales para identificar impulsos de oportunidades surgidas de la crisis.

4. RESULTADOS

La presentación de los resultados sigue la estructura de la guía de entrevistas. Por tanto, se hace referencia primero a los mayores retos, luego a la comunicación, seguido del uso de métodos y medios. Al final sigue el aspecto de Covid-19 y la geografía y las oportunidades.

5. RETOS

Los problemas administrativos fueron nombrados como un desafío importante. Se deben mencionar otros puntos que se ven afectados, como el nivel de educación, el origen sociocultural de los estudiantes, las condiciones del marco normativo o la comunicación.

Fue difícil lograr un equilibrio entre la atención y el apoyo, tanto a nivel entre la dirección de la escuela y el maestro como entre el maestro y el alumno. La enseñanza diferenciada, en la que se anima y desafía a las personas para hacer justicia a todos, también fue difícil de implementar en la educación a distancia, ya que en ocasiones también surgieron problemas técnicos o sociales. Además, existía la preocupación de no poder hacer frente al tema o de medir el desempeño a través de pruebas. Durante mucho tiempo no hubo una declaración clara por parte de la administración.

Otro gran desafío fue el corto tiempo de enseñanza y el hecho de que algunos cursos, debido a la enseñanza de época, posiblemente apenas tenían lecciones de geografía en un grado. La comunicación poco clara por parte de los ministerios y, a veces, de la dirección de la escuela también hizo la situación más difícil. A menudo, las especificaciones o recomendaciones llegaban con muy poca antelación, por lo que casi no era posible una preparación coherente y a largo plazo.

El origen sociocultural de algunos estudiantes preocupó a los profesores en algunos casos. Hubo momentos en que las familias con varios hijos en aprendizaje a distancia no tenían suficientes dispositivos digitales en sus hogares. A veces, los padres tampoco pudieron garantizar la atención o no hubo suficiente espacio para un ambiente de aprendizaje apropiado en casa. También es difícil para los estudiantes estar separados de sus amigos durante mucho tiempo y no tener un profesor cerca.

La provisión de hardware técnico fue inicialmente problemática para los propios maestros, especialmente, si sus propios hijos también necesitaban dispositivos para el aprendizaje a distancia. Al principio, las escuelas no hicieron un seguimiento tan rápido con la adquisición de equipo adecuado.

6. COMUNICACIÓN

Con respecto a la comunicación entre compañeros, se puede concluir que el contacto se ha mantenido relativamente estable y se han mantenido en contacto a través de breves llamadas, también porque era importante un intercambio sobre la situación. Debido a que todos estaban esperando nueva información, las conversaciones entre ellos también fueron importantes. En algunos casos, el contacto incluso se intensificó. Los colegas más jóvenes, sin embargo, también notaron que no hubo un intercambio intensivo sobre la planificación y la reprogramación necesaria. Evidentemente, eso siempre se lleva mejor a cabo en contacto directo.

En cuanto a la comunicación a través de la dirección de la escuela, a la mayoría de los encuestados les hubiera gustado un suministro de información más coherente. Muchos se sintieron cada vez más abandonados a sí mismos y a sus propias decisiones individuales. Sin embargo, con el tiempo, se hicieron recomendaciones tales como concentrarse en la práctica y las tareas repetitivas.

Además, había ofertas educativas en Baviera, por ejemplo, para que los alumnos pudieran elegir y realizar tareas de forma voluntaria. Sin embargo, cuando se trataba de evaluar y tratar los comentarios de los estudiantes, surgió la siguiente duda: dar un comentario individual sobre cada tarea recibida era simplemente imposible.

También se comunicó una limitación de la tarea, por ejemplo, pero a menudo también a discreción del profesor de la asignatura. Al final, muchos compañeros también sentían discriminación con su asignatura de geografía, ya que la comunicación entre los administradores de la escuela dejó en claro en algunos casos que las asignaturas principales tenían prioridad y debían estudiarse más intensamente.

7. MEDIOS

El uso de medios ya era bastante diverso antes de COVID-19, tanto el material digital como el analógico se integraban de manera regular y variada en las lecciones. Utilizaron libros escolares digitales, así como el atlas digital y analógico. El hardware y software más comúnmente utilizados fueron la pizarra, smart board, padlet, cámara de documentos, presentaciones Power Point y en raras ocasiones Google Earth y WebGis, junto con iPads y Microsoft Surfaces para proyecciones en aulas.

Según sus informaciones, los profesores adaptaron tanto su repertorio de medios educativos como el uso para la educación en casa y consideraron que los cambios eran significativos. La mayoría de los profesores mostraron videos e imágenes tradicionalmente al principio del curso. Además, la pizarra como superficie central de la organización del contenido y estructura dejó de estar disponible en casa. Por tanto, una reestructuración y el uso de otras superficies fue central.

En primer lugar, los medios educativos analógicos que estaban disponibles para todos han ganado importancia. Especialmente libros de textos se convirtieron en el área central y eran el medio central para la mayoría de los encuestados. Estaban disponibles para todos los estudiantes y se redujo la competencia por los medios online.

Además, se intentó evitar el uso de múltiples materiales, que es normalmente típico en geografía, ya que esto resultaba difícil para algunos estudiantes. Muchos usa-

ron sus teléfonos móviles y les resultaron algunos inconvenientes como por ejemplo dividir las pantallas. Así, la diversidad de los medios se ha reducido algo en este sentido.

En combinación con los mapas digitales, las ofertas online, como *simple club* o las hojas de trabajo digitales, se utilizaron con frecuencia durante las semanas que trabajaban desde casa a distancia. Desafortunadamente, debido a la pandemia, dos formatos esenciales de la enseñanza en geografía no fueron posibles: tanto los experimentos como las excursiones no pudieron llevarse a cabo durante mucho tiempo. Esto elimina dos formas metódicas de enseñanza de la geografía que motivan a profesores y estudiantes y contribuyen significativamente a la asignatura. Algunos profesores también mencionaron la necesidad de que las revistas para profesores tengan hojas de trabajo e ideas sobre temas seleccionados y las regiones deberían ofrecer para ser más digitales y poder reaccionar más rápidamente a las necesidades de los profesores.

8. COVID-19 Y GEOGRAFÍA

La mitad de las personas encuestadas ya había abordado el tema de Covid antes de que cerraran las escuelas, principalmente con los temas actuales del nivel. La mayoría de los profesores se centraron en el impacto económico, ya que el virus tuvo un impacto en las cadenas de suministro y la cooperación a nivel europeo, así como los procesos económicos del mundo globalizado y el turismo. Muchos profesores utilizaron COVID-19 para relacionarse con la cartografía crítica. En los grados más jóvenes, COVID-19 estaba principalmente relacionado con el suministro de alimentos, la electricidad y el agua potable. En cuanto a los conceptos geográficos, apenas hubo información de las personas entrevistadas.

9. OPORTUNIDADES

Al final de la entrevista se preguntó a los profesores sobre las posibilidades de que se produjera una pandemia para la enseñanza, en particular para los cursos de geografía. Se vio una gran oportunidad en la digitalización, que debería haber sido apoyada en las escuelas durante mucho tiempo. Con la pandemia, ha llegado el momento de implementar este proyecto.

Todos los compañeros y estudiantes se vieron obligados a dedicarse de forma intensiva a los nuevos medios y medios de comunicación. Esto también fue un gran paso adelante para el trabajo específico con Google Earth, GIS y programas similares. Así mismo, se consideró una oportunidad para que los escolares aprendan cada vez más de manera autoorganizada, fortaleciendo así sus habilidades mediáticas. Posteriormente, también la pandemia demostró que para algunos estudiantes especiales que necesitan más tiempo han sido más capaces de afrontar el aprendizaje independiente y aprender a su propio ritmo.

¿Qué nos dicen los principales hallazgos presentados hasta ahora?

10. DISCUSIÓN

Ser maestro en tiempos de pandemia es un desafío. Los profesores entrevistados sintieron que eran un apoyo moral más que profesores de asignaturas. La geografía jugó un papel subordinado aquí. Esto es comprensible al principio debido a la situación especial, pero también es importante enfatizar que la geografía proporciona a los estudiantes un conocimiento central para la vida.

Motivar a las nuevas generaciones para que se conviertan en geógrafos ha sido una tarea importante en tiempos de pandemia. Sin embargo, los profesores sabían que una asignatura como la geografía pasa a un segundo plano aún más en esos momentos. La pandemia también puede haber contribuido a marcar la situación precaria de la geografía en las escuelas alemanas.

Los resultados también mostraron que la mayoría de los encuestados enfatizaba preocupaciones administrativas que se producían a expensas de la geografía. Además de las trabas comunicativas de carácter administrativo, los docentes también reflexionaron sobre el papel de los docentes en ese momento. Aquí también era necesario un profesor como apoyo moral y esto era más o menos prioritario sobre el contenido de la asignatura. Pero el último punto mencionado también preocupaba a los profesores, ya que los estudiantes no debían perder ni descuidar las habilidades técnicas. Sobre todo, se mencionaron aquí las habilidades con los mapas, pero también la globalización y, asociada a ella, algunos ya se referían a la integración del tema COVID-19.

Con respecto a la comunicación con los estudiantes, cabe señalar que inicialmente fue un poco confusa y que algunos estudiantes no respondieron en absoluto a los correos electrónicos o invitaciones a videoconferencias. También hubo grandes diferencias en los grupos de edad. Si bien los estudiantes de los grados superiores a menudo tenían un mejor conocimiento de la tecnología, se encontraron grandes dificultades entre los estudiantes más jóvenes. A veces, estos no podían ser contactados por correo electrónico, ya que esto les era nuevo para ellos.

El contacto con los padres varió mucho según la edad de los estudiantes. En el caso de los estudiantes más jóvenes, los padres a menudo buscaron el contacto con el maestro. En general, sin embargo, surgió aquí una impresión heterogénea.

Incluso si los entrevistadores exigieron que se centraran constantemente en la geografía, prevalecieron las preocupaciones sobre la digitalización y la comunicación. Otro problema puede haber sido exacerbado por la pandemia: el maestro como persona individualizada que trabaja para sí mismo. Los profesores se quejaron de una “política de no compartir” en los medios educativos.

Finalmente, cabe señalar que la educación basada en competencias que se encuentra dentro del marco del constructivismo moderado todavía desafía a la mayoría de los profesores. En cuanto a los medios los profesores temieron que la educación a distancia afectara significativamente el desarrollo de habilidades sociales. Es necesario con regularidad que los alumnos trabajen también con sus compañeros en el aula. Además de este problema, los maestros notaron una falta de crítica de los medios por parte de los estudiantes. Esto también se aplica en particular a las habilidades de comunicación y argumentación, ya que es mucho más difícil discutir digitalmente.

Si bien la evaluación y la calificación han surgido como preocupaciones importantes, los profesores parecen haber tenido dificultades en la definición de las áreas claves de competencia en geografía escolar. En lugar de centrarse en el conocimiento geográfico y la orientación espacial (como dos competencias geográficas clásicas según DGfG 2012), los profesores se han visto especialmente afectados ante la competencia de discutir y las competencias sociales.

La mayoría de los profesores han tenido dificultades de describir el papel de COVID-19 como tema importante en el curso de geografía. Aunque es un tema importante en términos de la vida cotidiana y, por lo tanto, ha llegado a contribuir a la comprensión geográfica (IGU CGE 2016). En el contexto de los escenarios según Young y Muller (2010), se ha visto con preocupación que durante una pandemia es difícil enseñar los conocimientos prescritos por los planes de estudio.

Tampoco pudieron hacer referencias espaciales a los conceptos del espacio (Wardenga 2002).

11. CONCLUSIÓN

¿Qué nos dicen los resultados después de una encuesta inicial al comienzo de la pandemia? En general, los resultados enfocaron dos argumentos principales. Por un lado, los profesores de geografía resultaron ser grandes educadores muy involucrados a las necesidades de sus alumnos en tiempos de la pandemia. La mayoría de las preocupaciones estuvieron enfocadas alrededor de la comunicación, evaluación y habilidades generales que son independientes de la geografía.

Por otro lado, los resultados de este estudio dejan claro una alarmante pérdida de competencia geográfica. Los resultados muestran que las competencias y los estándares aún deben optimizarse para cumplir con el nivel de la asignatura con elementos de contenidos complejos (ver Young & Muller, 2019).

Aún más alarmante es la incapacidad de contextualizar los eventos cotidianos y de conectarlos con

competencias claves. Sin embargo, los docentes encuestados son conscientes del papel marginal de la asignatura y al mismo tiempo de su importancia.

La situación ciertamente ha cambiado y mejorado a lo largo de la pandemia, por lo que vale la pena seguir observando este desarrollo y comparar las experiencias también de otros países.

Con la experiencia de esta pandemia y a través de los resultados, también han surgido oportunidades para los cursos de geografía sobre el uso de materiales didácticos digitales en el aula o desde casa. Sin embargo, el estudio exploratorio también mostró que los profesores necesitan apoyo para que la asignatura pueda estar en primer plano. También es fundamental que tenga un papel correspondiente tanto en la vida escolar diaria como también en la sociedad.

BIBLIOGRAFÍA

- BEDNARZ, S.W., S. HEFFRON & M. SOLEM (2014), Geography Standards in the United States: Past Influences, Future Prospects. *International Research in Geographical and Environmental Education* 23, pp. 79–89.
- DGFG (DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR GEOGRAPHIE), ed. (2002), Grundsätze und Empfehlungen für die Lehrplanarbeit im Schulfach Geographie. Arbeitsgruppe Curriculum 2000+ der Deutschen Gesellschaft für Geographie (DGfG). Bonn: DGfG.
- DGFG (DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR GEOGRAPHIE), ed. (2012), Educational Standards in Geography for the Intermediate School Certificate. Bonn: DGfG.
- FLICK, U. (2009), *An Introduction to Qualitative Research*. London: Sage.
- IGU CGE, ED. (2016), 2016 International Charter on Geographical Education. Beijing: IGU CGE.
- SCHÖPS, A. (2017), Die paper implementation des Kompetenzmodells der Bildungsstandards Geographie (DGfG) – Eine Analyse der Weiterentwicklung des Bayerischen Gymnasiallehrplans Geographie zum kompetenzorientierten LehrplanPLUS. *Zeitschrift für Didaktik der Geographie | JOURNAL OF GEOGRAPHY. EDUCATION* 45, PP. 3–36.
- TAYLOR, L. (2008), Key Concepts and Medium Term Planning. *Teaching Geography* 33, pp. 50–54.
- WARDENGA, U. (2002), Alte und neue Raumkonzepte für den Geographieunterricht. *Geographie Heute* 23, pp. 8–11.
- WITZEL, A. (2000), The Problem-centered Interview. *Forum Qualitative Sozialforschung* 1, pp. 1–9.
- YOUNG, M. & J. MULLER (2010), Three Educational Scenarios for the Future: Lessons from the Sociology of Knowledge. *European Journal of Education* 45, pp. 11–27

ANÁLISIS COMPARADO DE LA TEMPERATURA DE SUPERFICIE Y TEMPERATURA DEL AIRE DE LA ISLA DE CALOR URBANO DE ZARAGOZA

COMPARATIVE ANALYSIS OF SURFACE TEMPERATURE AND AIR TEMPERATURE OF THE URBAN HEAT ISLAND OF ZARAGOZA

Samuel Barrao Simorte¹, Roberto Serrano-Notivoli², Miguel Ángel Saz Sánchez¹, José María Cuadrat Prats¹.

¹ Dept. de Geografía y Ordenación del Territorio. Universidad de Zaragoza (sbarrao@unizar.es). <https://orcid.org/0000-0002-0285-4582>

² Dept. de Geografía. Universidad Autónoma de Madrid

RESUMEN

Las imágenes satelitales resultan una herramienta útil para el análisis de las características térmicas que se generan en el ámbito urbano y en su entorno. Sin embargo, deben hacer frente a problemas de escala espacial y temporal que dificultan su integración en los estudios de la isla de calor urbano (ICU). El presente trabajo se presenta como una metodología de obtención de la temperatura de superficie terrestre (LST) diurna y nocturna, a partir del uso de doce imágenes del sensor Thermal Infrared Sensor (TIRS) de Landsat 8. Adquiridas en diferentes momentos del año 2020 sobre la ciudad de Zaragoza, España. Se ha estimado la temperatura termométrica o del aire a partir de estos resultados para poder ser comparada con los datos de la red de sensores del Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, de la Universidad de Zaragoza. Mostrando una elevada correlación entre ambas temperaturas. Además, los mapas obtenidos de temperatura permiten diferenciar los efectos que provocan los procesos de urbanización y la isla de calor en la capital aragonesa. Los resultados destacan durante el día la aparición de la isla de frío urbano y durante la noche la delimitación de la ICU como la respuesta de los diferentes tipos de superficies urbanas.

Palabras clave: Temperatura de superficie, temperatura del aire, Isla de Calor Urbano, Zaragoza.

Abstract

Satellite imagery is a useful tool for the analysis of thermal characteristics in and around urban areas. However, they face problems of spatial and temporal scale that hinder their integration into urban heat island (UHI) studies. The present work is presented as a methodology for obtaining daytime and nighttime land surface temperature (LST) using twelve Landsat 8 Thermal Infrared Sensor (TIRS) images acquired

at different times in 2020 over the city of Zaragoza, Spain. The thermometric or air temperature has been estimated from these results in order to be compared with the data from the sensor network of the Department of Geography and Spatial Planning of the University of Zaragoza. Showing a high correlation between both temperatures. In addition, the temperature maps obtained allow us to differentiate the effects caused by urbanisation processes and the heat island in the Aragonese capital. The results highlight during the day the appearance of the urban cold island and during the night the delimitation of the UHI as the response of the different types of urban surfaces.

Keywords: Surface temperature, Air temperature, Urban Heat Island, Zaragoza.

1. INTRODUCCIÓN

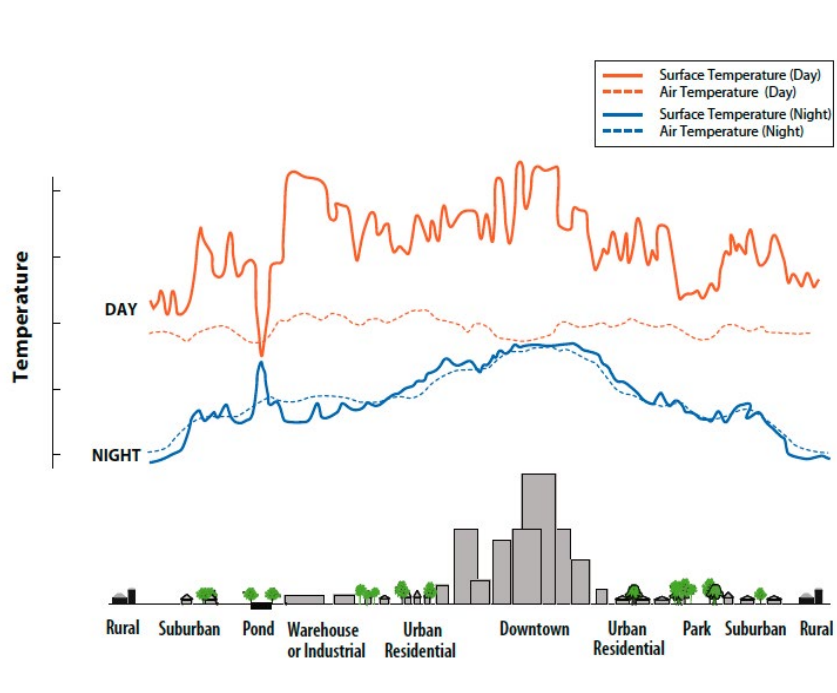
La temperatura de superficie (LST, siglas en inglés) es una herramienta fundamental en los estudios de climatología urbana, siendo un indicador clave en las interacciones entre el ámbito urbano y el clima. La LST condiciona la temperatura del aire en las capas más bajas de la atmósfera urbana. Por lo tanto, interviene en aspectos tan fundamentales como los balances energéticos, los intercambios térmicos con el entorno o la calidad térmica del interior de los edificios (Acero et al., 2013; Arnfield, 2003). Finalmente, contribuyen al confort térmico de las poblaciones urbanas.

La teledetección y el cálculo de la LST ha logrado avances sustanciales en los estudios de climatología urbana, creando nuevas oportunidades de investigación debido principalmente al progreso en las bandas térmicas, el aumento de la sensibilidad de los sensores, la disponibilidad de nuevas plataformas y las mejoras en las técnicas de depuración y obtención de datos. También ha favorecido el conocimiento de la distribución espacial de las temperaturas y ha permitido estimar la Isla de Calor Urbano (ICU), con la particularidad de que en este caso se entiende como Isla de Calor Superficial (ICUS) concebida como la diferencia entre la temperatura registrada en los distintos materiales y superficies urbanas respecto a las superficies rurales próximas a la ciudad (Fernández, 2009; Voogt y Oke, 2003).

Sin embargo, este tipo de estudios cuentan con una serie de limitaciones ligadas a la propia variable y las características técnicas del sensor y el satélite. La variable que se obtiene a través de las imágenes Landsat y cualquier plataforma satelital es un producto derivado de una banda del infrarrojo térmico (De la Riva et al., 1997). Por lo tanto, capta las radiaciones emitidas por los propios cuerpos, es decir, los materiales que forman las diferentes superficies. No es un dato de temperatura atmosférica o una variable meteorológica y esto debe ser tenido en cuenta para no confundir los objetivos y las conclusiones de los estudios, principalmente en el caso de la ICU, ya que se observan diferencias en su comportamiento dependiendo de si se analiza desde la temperatura del aire o superficial. Ambas están muy influenciadas por los usos del suelo y la morfología urbana, lo que ocasiona que la temperatura superficial muestre oscilaciones más abruptas durante el día que las del aire (Figura 1) debido principalmente a los contrastes sol y sombra que provocan las edificaciones y la gran diversidad de materiales que conforman el entramado urbano. Sin embargo, durante

la noche estos contrastes se atenúan y ambas muestran valores más elevados en las zonas urbanas más compactas y densas (Fernández, 2009).

Figura 1. Variación diaria de la temperatura superficial y del aire



Fuente: Ferguson, 2008. Modificado de Voogt, 2000.

También se deben tener en cuenta las propias características técnicas tanto del sensor utilizado como la plataforma o satélite en el que se incorpora. Determinan aspectos tan importantes como la resolución espacial de las imágenes y la disponibilidad temporal de las mismas, lo que marcará la escala espacial y temporal de los análisis.

En el caso de la ICU el propio efecto abarca un ámbito muy concreto, el urbano. Un espacio que exige un nivel de detalle elevado, obligando a trabajar a pequeña escala para poder analizar variaciones espaciales dentro de la ciudad. Dependerá siempre del tamaño e importancia de la ciudad, pero este tipo de estudios utilizan imágenes de resolución espacial en torno a los 100 m o inferiores. Varios son los programas espaciales que trabajan con información térmica a estas escalas o similares; como los satélites MODIS, NOAA o Sentinel. Sin embargo, en la realización de este trabajo hemos optado por el uso de Landsat 8 debido principalmente a la disponibilidad de las imágenes con una resolución en las bandas térmicas de 100 m, reescalables a 30 m igualándolas al resto de bandas de radiación electromagnética.

Asimismo, la disponibilidad de imágenes también debe ser considerada, no solo el periodo de retorno de satélite para poder tener un monitoreo continuo que abarque diferentes momentos del año, sino que haya una representación del ciclo completo, tanto diurno como nocturno. Es durante la noche cuando la ICU adquiere valores más destacados y también donde se puede apreciar mejor el efecto

urbano sobre las temperaturas. Mientras, en el caso diurno en muchas ocasiones se aprecia el efecto contrario “Isla de Frío Urbano”. Considerando la literatura, en general los investigadores han utilizado datos Landsat diurnos para recuperar la LST (Debnath et al., 2018; Sobrino et al., 2004; Rodríguez-Galiano, 2012). Mientras que no hay muchos estudios hasta ahora que hayan considerado trabajar con el sensor térmico TIR nocturno de Landsat 8 para la obtención de la LST nocturna (Sekertekin y Bonafoni, 2020), principalmente debido a la falta de imágenes o la dificultad de acceso y el costoso proceso de tratamiento no tan trabajado como el caso diurno.

Expuesto el estado de la cuestión y la problemática actual, se ha considerado un objetivo principal que estructure esta comunicación. Caracterizar el fenómeno de la ICU por medio de un enfoque diferente que integre la temperatura de superficie y la temperatura del aire. Un análisis que relacione ambas variables para futuros estudios de clima urbano sin despreciar la observación de la distribución espacial y las variaciones estacionales y diurnas, en la ciudad de Zaragoza.

2. ÁREA DE ESTUDIO Y DATOS

2.1. Área de estudio.

La ciudad de Zaragoza abarca una extensión cercana a 900 km² siendo capital de la provincia homónima y la comunidad autónoma de Aragón, región situada en el marco nororiental español. Uno de sus rasgos principales es la influencia que tiene el río Ebro a su paso por la ciudad, atravesándola de oeste a este y destacando por la confluencia de dos ríos más, el Gállego y el Huerva, que desembocan a su paso por la ciudad en la margen norte y sur, respectivamente.

La topografía zaragozana no es compleja, si bien en el sur de la ciudad los barrios localizados en las terrazas altas del Ebro se sitúan en torno a 80 metros por encima del cauce. La morfología urbana es muy variada y esta marcada por un precedente histórico muy importante. Ciudad de origen romano fundada en el año 14 a.C. y bajo influencia árabe durante más de 400 años engloba particularidades constructivas muy diferentes que se superponen a lo largo de su historia. Respecto a su distribución, destaca un plano radiocéntrico desde la ribera del río hacia una periferia en la que se han ido superponiendo distintas áreas de crecimiento de la ciudad. El clima se caracteriza por ser mediterráneo continental semiárido, muy ligado a las características climáticas del centro de la depresión del Ebro (Cuadrat et al., 2007). El principal rasgo climático de estos espacios es el gran contraste estacional que existe, con una elevada frecuencia de heladas y nieblas en invierno y veranos cálidos con temperaturas que llegan a superar durante varios días consecutivos los 30 °C e incluso los 35 °C. Las precipitaciones son escasas, con una media anual en torno a los 325 mm. También hay que destacar la presencia del cierzo en la ciudad, un viento de componente noroeste que puede llegar a soplar con elevada intensidad.

2.2. Datos.

2.2.1 Datos Landsat.

En este trabajo se analizó una serie temporal de doce imágenes LANDSAT 8 OLI/TIRS adquiridas con las especificaciones y las fechas que se presentan en la Tabla 1. Las imágenes fueron obtenidas del portal de descarga de datos *Earth Explorer* del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS). La información fue adquirida en formato Geo Tiff y sus especificaciones técnicas señalan una proyección cartográfica UTM con un datum WGS84 (Tucker y otros 2004). Las imágenes cuentan con un nivel de procesamiento T1., lo que incluye corrección radiométrica, corrección geométrica sistemática y corrección topográfica de precisión utilizando puntos de control en superficie y un modelo de elevación digital. Sin embargo, las imágenes nocturnas cuentan con un nivel T2 pero se ha determinado que son idóneas para su uso en este estudio. La banda utilizada para el cálculo de la temperatura de la superficie fue la banda 10 (TIR1) con una longitud de onda que abarca 10,60 – 11,19 (µm).

Para evitar errores en el análisis térmico, se seleccionaron solo aquellas imágenes donde no se detectaron nubes sobre la zona de estudio, obteniendo finalmente un total de doce imágenes pareadas (día/noche) abarcando los meses de febrero, mayo, junio, julio y octubre. De este modo, es posible analizar al menos un par de imágenes para cada estación del año. La serie temporal analizada estuvo marcada por la disposición de imágenes nocturnas Landsat 8 que tras petición expresa al USGS comenzaron a colgar desde noviembre de 2019. Y aunque el estudio analizó imágenes hasta mayo de 2021. Las imágenes que finalmente cumplían los requisitos necesarios para ser incorporadas en el estudio fueron de 2020.

Tabla 1. Características de las imágenes LANDSAT 8 OLI/TIRS utilizadas.

Fecha	Hora GMT	Path / Row	Estación	Colección	Nivel	Análisis
20/02/2020	10:49:00	200/31	Invierno	Collection 1	Level 1	T1
13/02/2020	21:48:47	62/213	Invierno	Collection 1	Level 1	T2
03/05/2020	10:42:15	199/31	Primavera	Collection 1	Level 1	T1
03/05/2020	21:48:11	62/213	Primavera	Collection 1	Level 1	T2
19/05/2020	10:42:15	199/31	Primavera	Collection 1	Level 1	T1
19/05/2020	21:48:11	62/213	Primavera	Collection 1	Level 1	T2
20/06/2020	10:42:30	199/31	Verano	Collection 1	Level 1	T1
20/06/2020	21:48:26	62/213	Verano	Collection 1	Level 1	T2
06/07/2020	10:42:38	199/31	Verano	Collection 1	Level 1	T1
06/07/2020	21:48:34	62/213	Verano	Collection 1	Level 1	T2
17/10/2020	10:49:20	200/31	Otoño	Collection 1	Level 1	T1
19/10/2020	21:42:54	61/213	Otoño	Collection 1	Level 1	T2

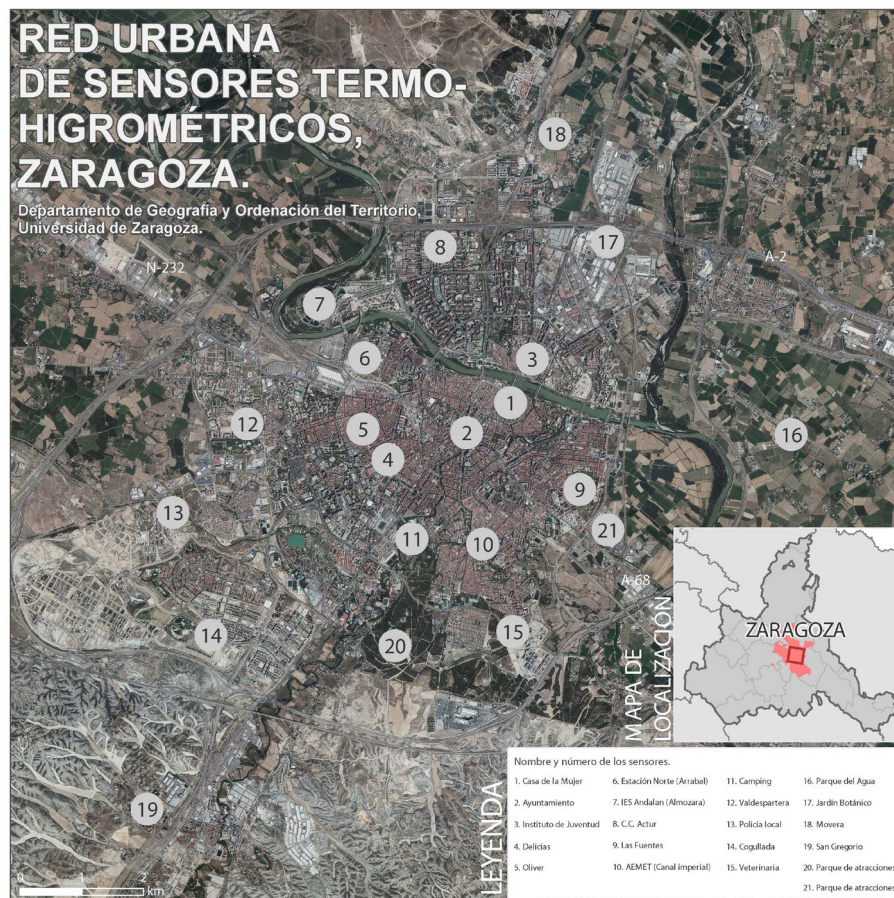
Fuente: Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS). Elaboración propia.

2.2.1 Datos meteorológicos.

Se ha utilizado la red de sensores termohigrométricos (Tejedor, 2016) del grupo de investigación Clima, Agua, Sistemas Naturales y Cambio Global del departamento de Geografía y Ordenación del Territorio de la Universidad de Zaragoza. Dicha red de sensores fue instalada en el año 2015 en colaboración con el servicio de Medio Ambiente y Sostenibilidad del Ayuntamiento de Zaragoza. La red cuenta con un total de 25 sensores funcionando en la actualidad, de los cuales debido a la disponibilidad de los datos han sido utilizados en el presente estudio 21 sensores. Los sensores se distribuyen a lo largo de toda la ciudad en lugares escogidos espacialmente para representar los diferentes ambientes climáticos urbanos más característicos tanto de la ciudad como de su ámbito periurbano más próximo (Figura 2).

Respecto a las especificaciones técnicas de la red, está compuesta por aparatos de medición HOBopro v2 y HOBO MX2301, los cuales registran temperatura y humedad a escala horaria. Cuentan con un rango de funcionamiento muy amplio en temperatura ($-40\text{ }^{\circ}\text{C}$ a $70\text{ }^{\circ}\text{C}$) y en humedad (0-100 %), al que se añade una precisión de $0,21\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $2,5\%$ respectivamente y una resolución de $0,02$ grados gracias al data-logger que sirve como almacenamiento.

Figura 2. Mapa de localización de la red de sensores y el área de estudio.



Fuente: Instituto Geográfico Nacional y el Instituto Geográfico de Aragón.

Los datos fueron sometidos a un preciso control de calidad en lenguaje R (Tejedor, 2016), eliminando datos extremos, datos sospechosos e identificando anomalías o repeticiones. Se aplicó el test de Alexandersson sobre los datos mensuales para evaluar su homogeneidad. Menos del 0,01% de los datos fueron calificados como sospechosos, siendo eliminados. En cuanto a la homogeneidad, no se detectaron inhomogeneidades significativas por lo que no se realizó ninguna corrección.

3. METODOLOGÍA

La metodología utilizada para obtener el comportamiento estacional de la ICU en la ciudad de Zaragoza se basó en tres apartados fundamentales: 1) El cálculo de la LST a partir de imágenes Landsat 8 y la banda térmica 10 del sensor TIRS. 2) Estimación de la temperatura termométrica o del aire a partir de las imágenes LST, previamente analizadas. 3) Comparación de la temperatura termométrica calculada por medio de teledetección con la temperatura registrada en los sensores termohigrométricos de la red urbana.

3.1. Cálculo de la temperatura de superficie terrestre a partir de imágenes Landsat 8.

Se calculó la LST a partir del método Monocanal basado en la Ecuación de Transferencia Radiativa desarrollado por Jiménez-Muñoz, J. y Sobrino, J.A. (2003). Concretamente se utilizó un método para obtener LST sin corrección del vapor de agua pero con el cálculo de emisividad debido al uso de imágenes nocturnas (Sobrino et al., 2004; Debnath et al., 2018).

En primer lugar, se llevó a cabo una calibración radiométrica de los niveles digitales (ND) de la banda térmica (banda 10), ya que estos valores no tienen ninguna unidad ni connotación física por sí mismos y es necesario transformarlos en valores de radiancia. Para ello, utilizamos el algoritmo y los coeficientes de calibración de la banda 10 del sensor TIRS siguiendo la metodología del USGS (USGS, 2015).

A continuación, realizamos la conversión de la radiancia (L) en temperatura de brillo o (TOA) utilizando la inversión de la ecuación de la Ley de Planck (Sobrino et al., 2004) (1) e incorporando las constantes de calibración (K_1 y K_2) de la banda térmica 10 del sensor TIRS; 774,89 y 1321,08 respectivamente.

$$B_T = K_2 / \ln \left[\left(\frac{K_1}{L_\lambda} \right) + 1 \right]$$

La emisividad se ha estimado a partir del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI). Este es uno de los índices de vegetación más utilizados y su uso en estudios térmicos está ampliamente extendido (Rodríguez-Galiano et al., 2012; Yue, 2007). Su cálculo se basa en la relación entre la banda del infrarrojo cercano (NIR) y la banda del rojo (R) para aportar información sobre la cubierta vegetal (2).

$$NDVI = \frac{(NIR - R)}{(NIR + R)}$$

Se ha calculado el NDVI a partir de las bandas 4 y 5 del sensor OLI de Landsat 8 en el caso de las imágenes diurnas. Sin embargo, en el caso de las imágenes nocturnas no es posible calcular este índice al no contar con las bandas necesarias operativas. Al no contar con luz solar que refleje, el sensor solo capta la energía emitida en el caso del térmico. Para solucionar este problema se ha optado por utilizar el NDVI calculado a partir de la imagen diurna más cercana, nunca superando una ventana temporal de más de una semana y en condiciones climatológicas similares (Sekertekin y Bonafo- ni, 2020).

Una vez obtenido el NDVI, se genera un coeficiente denominado Proporción de Vegetación (PV), que nos permite individualizar la emisividad de diferentes cubiertas tomando como referencia la vegetación (Carlson y Ripley, 1997) (3).

$$P_v = \left[\frac{NDVI - NDVI_{min}}{NDVI_{max} - NDVI_{min}} \right]^2$$

Para la estimación de la emisividad es necesario establecer un valor típico a la proporción de vegetación. Se ha seleccionado como referencia el valor obtenido a partir de la biblioteca espectral de ASTER (<http://asterweb.jpl.nasa.gov>) y que esta compuesta por 49 muestras de diferentes cubiertas del suelo, de manera que el valor medio del coeficiente obtenido es de 0,986 y una desviación estándar de 0,004 que se incorporan a la fórmula (4).

$$\text{Emissivity (e)} = 0,004P_v + 0,986$$

Para calcular la temperatura de superficie (LST) integramos todos los parámetros obtenidos como la emisividad (e) y la temperatura de brillo (BT) (5) e incorporamos la longitud de onda de la radiancia emitida (W) y una constante de P derivada de la ley de Planck, 14380 (Jiménez-Muñoz y Sobrino, 2003).

$$LST = B_T / \left\{ 1 + W \times \left(\frac{B_T}{P} \right) \times \ln(e) \right\}$$

3.2. Cálculo de temperatura termométrica a partir de temperatura de superficie.

La transformación de la temperatura de superficie (LST) en temperatura termométrica o del aire es necesaria para obtener valores de magnitudes idénticas que permitan una comparación fiable con la temperatura registrada por la red de sensores. Para llevar a cabo esta comparación es necesario comprender que la temperatura termométrica es aquella que se registra directamente con termómetro, que mide el grado específico de calor del aire en un lugar y momento determinados. Por otro lado, la LST es una medida del grado de calentamiento directo de la superficie terrestre de la Tierra, registrada desde satélite.

La temperatura del aire presenta una elevada correlación positiva con la LST y, en el caso de los cuerpos negros, ambos parámetros son coincidentes (Curran, 1985). Es por ello que es posible establecer una fórmula que relacione ambos parámetros (6), teniendo siempre en cuenta que el valor estimado es una expresión de la superficie del

objeto y nunca de su interior. De este modo, podemos extraer el valor de la temperatura termométrica a partir de la siguiente expresión (Curran, 1985; Gibson, 2000) (7).

$$LST = e^{\frac{1}{4}} T_{ter}$$

$$T_{ter} = \frac{LST}{\sqrt[4]{e}}$$

3.3. Comparación de temperatura termométrica a partir de imágenes Landsat8 y sensores termohigrométricos.

La comparación de temperatura termométrica estimada a partir de LST y los registros de la red de sensores termohigrométricos comienza con la selección de los sensores disponibles de la red zaragozana y su extracción, un total de 21.

Se identifican y se ubican geográficamente (Figura 2) en un SIG, en este caso ArcGIS Desktop. Posteriormente, se extraen para cada sensor los datos de los píxeles de temperatura del aire calculada a partir de LST. La información seleccionada se extrae para poder llevar a cabo una comparación de la serie temporal. Al mismo tiempo, se escogen de la red de datos meteorológica los datos de temperatura registrados en las horas justas de captura de cada una de las imágenes Landsat originales, como se muestra en la Tabla 1.

Los datos de temperatura del aire se comparan mediante un análisis de regresión y correlación lineal (Urban et al., 2013; Mutiibwa et al., 2015) comparando ambas mediciones a la misma hora en la misma localización (Figura 2).

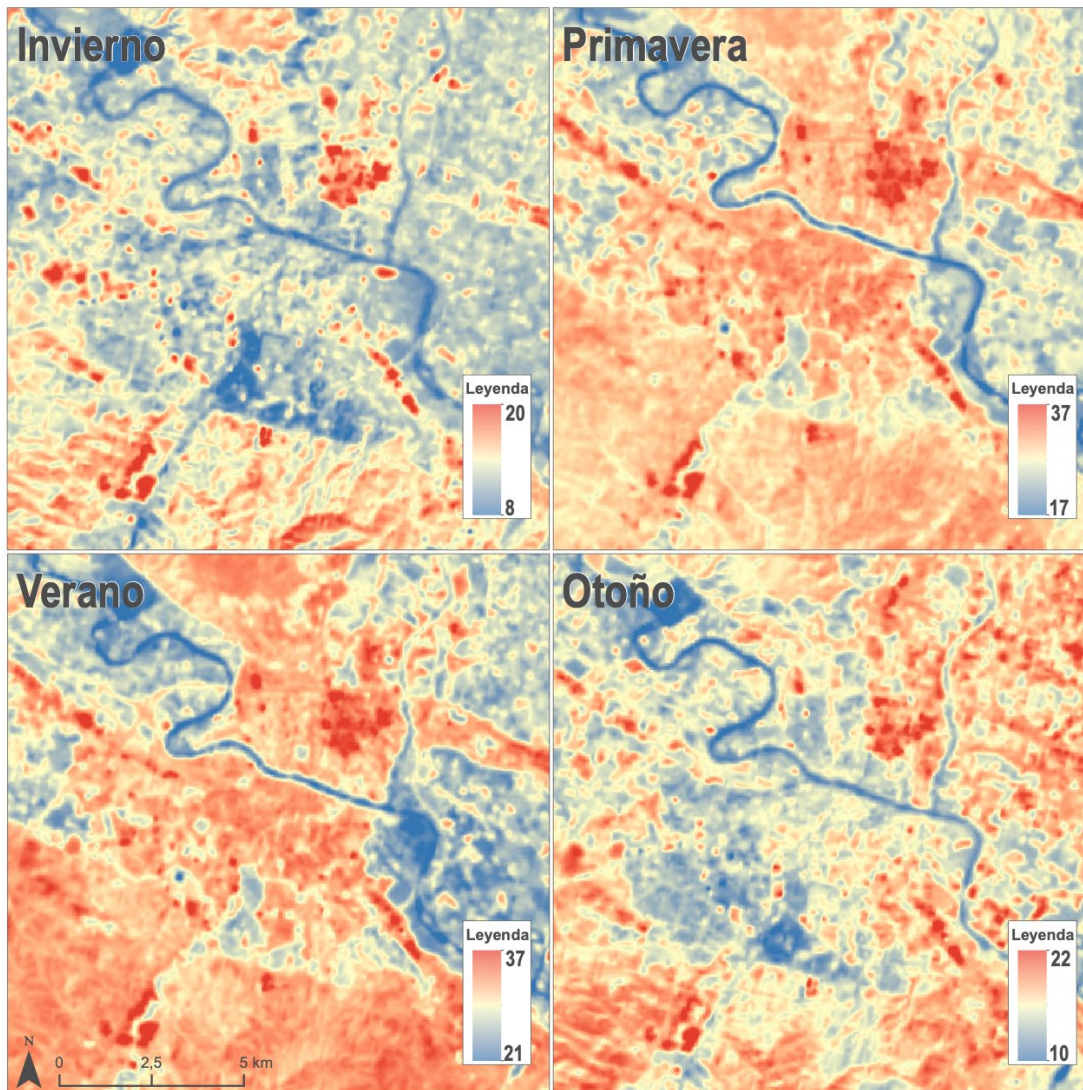
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Caracterización térmica diaria y nocturna de la Isla de Calor Urbano de Zaragoza.

Para los resultados de este análisis se va a proceder mediante la presentación de dos figuras formadas por cuatro mapas térmicos. Uno para cada estación del año y duplicando la cartografía para diferenciar entre día y noche (especificaciones en la Tabla 1). Concretamente, en el caso de primavera y verano al contar con más de una imagen por día se ha realizado el promedio de ambas imágenes. Respecto a la variable a representar se ha optado por representar tan solo el resultado final de la metodología, la temperatura termométrica calculada a partir de imágenes Landsat 8. Evitando la reiteración de la información ya que la diferencia de su distribución espacial frente a la imagen LST es inapreciable y lo único que varía es la magnitud, lo que realmente nos interesa. Señalar que si realizamos una simple comparación entre ambas magnitudes podemos apreciar como la LST recoge un valor inferior a 1 °C respecto a la temperatura termométrica derivada de la LST en su conjunto. Aclarar que, en esta ocasión al hablar en todo momento de la ICU se está refiriendo a la isla de calor termométrico urbano derivado de imágenes por satélite. Si no se hubiera realizado la transformación de LST a temperatura termométrica sería un estudio de SUHI (Surface Urban Heat Island).

La Figura 3 representa la distribución espacial del mapa térmico diurno (temperatura termométrica) del ámbito urbano de Zaragoza y su entorno más próximo, advirtiendo un elevado contraste entre el espacio urbano y rural. Este contraste en las estaciones más frías, invierno y otoño, forma la conocida como isla de frío, que representa un efecto contrario a la ICU, donde es el ámbito urbano el que representa temperaturas inferiores a su entorno rural o periurbano. Como se había comprobado en anteriores trabajos en la zona de estudio (Cuadrat et al., 2005; De la Riva et al., 1997; Tejedor et al., 2016) y en otras ciudades (Fernández, 2009), el efecto provocado por la ICU se desdibuja durante la mañana. Esto se debe principalmente al efecto de los edificios que bloquean la radiación solar durante las primeras horas del día, creando sombras y alterando la velocidad del viento, mientras que los suelos desnudos y la actividad de la vegetación hacen que las áreas circundantes se calienten más pronto. Este efecto empieza a desdibujarse en las estaciones más cálidas, primavera y verano, debido principalmente a que la hora de paso del satélite es a las 13:00. A esta hora, y debido al aumento de la radiación, la superficie ya se ha calentado lo suficiente como para que no se aprecie el contraste térmico. También destaca la alta frecuencia de suelo desnudo o de escasa vegetación subarborescente en los sectores más elevados del norte y sur de la ciudad, alejados de la zona de ribera y cultivada de la vega del Ebro y los ríos Gállego en la margen izquierda, y el Huerva, en la margen derecha, con valores de temperatura muy inferiores. Destacan en el mapa una serie de espacios de temperatura muy alta que se corresponden con zonas de uso industrial o de polígono industrial, como: el Polígono Cogullada, en el sector noreste de la ciudad entre el río Ebro y el Gállego; o los polígonos industriales en torno a las grandes vías de comunicación por carretera de la ciudad; la A2 sentido Barcelona, la A68 o autovía del Ebro al este o la nacional 232 en dirección noroeste (Figura 2).

Figura 3. Mapa estacional diurno de la temperatura termométrica a partir de Landsat 8.

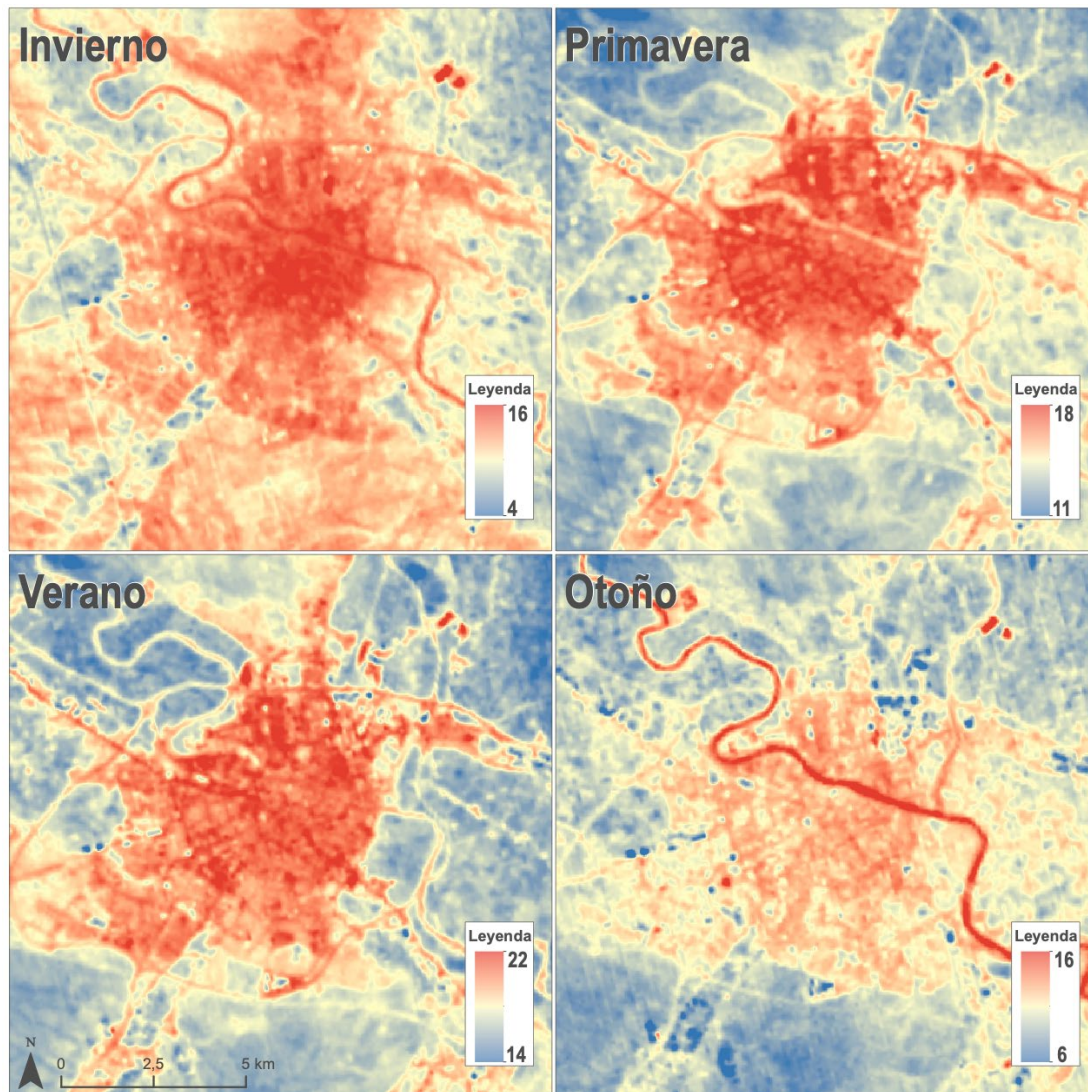


Fuente: United States Geological Survey, USGS. Elaboración propia.

Uno de los objetivos principales del estudio era analizar el comportamiento térmico de la ICU en diferentes momentos del día, enfocando la novedad del análisis en la obtención de una imagen nocturna de la ICU. Como se acaba de observar en la figura anterior, no se termina de definir este fenómeno urbano durante el día, sino que se aprecia un fenómeno opuesto, la isla de frío. Por ello, se analiza y representa en la Figura 4 un mapa térmico estacional nocturno derivado de imágenes satélite de Landsat 8. Antes de analizar los datos hay que recalcar que los productos obtenidos están realizados a partir de los datos del sensor TIRS, un sensor que durante la noche su capacidad de captar información se reduce por razones obvias de luminosidad, desembocando en valores muy concentrados con pocos niveles digitales (ND) de diferencia. Esto permite observar contrastes muy marcados, pero dificulta extraer diferencias reseñables dentro del propio ámbito urbano.

Si comparamos los cuatro mapas (Figura 4), en todos ellos se observa el contraste térmico que existe entre el núcleo urbano de la ciudad, más cálido, y el ámbito periurbano y rural con valores menos elevados, principalmente en las zonas de cultivo. Es en verano y primavera cuando la distribución de la ICU es más marcada con las temperaturas más elevadas y el entorno urbano construido queda perfectamente dibujado. Mientras que en otoño su efecto está más diluido, aunque es igualmente apreciable. Es en invierno cuando el efecto de la ICU es más intenso con una diferencia térmica que alcanza un valor máximo de 12 °C entre el punto más frío y más cálido. En esta estación también es donde queda mejor reflejada la compactidad y la morfología urbana, siendo la zona centro de la ciudad con una mayor densidad de edificación, mayor pavimentación y menos presencia de vegetación, el espacio que recoge las temperaturas más elevadas. Dentro del ámbito urbano, pese a que las diferencias no permiten resaltar contrastes si que muestra zonas de menor valor térmico, pequeños espacios donde la temperatura se asemeja más a la exterior o rural. Estos ambientes son parques urbanos donde la presencia de zonas ajardinadas y algunos árboles crean un efecto de frescor frente al pavimento urbano. Pero los espacios más reseñables son los grandes parques urbanos metropolitanos: el Parque del Agua Luis Buñuel y el Parque Grande José Antonio Labordeta. Ambos parques debido a sus dimensiones, la elevada presencia de vegetación y la presencia de arbolado crean pequeñas vaguadas térmicas.

Figura 4. Mapa estacional nocturno de la temperatura termométrica a partir de Landsat 8.



Fuente: United States Geological Survey, USGS. Elaboración propia.

Si comparamos las imágenes diurnas y nocturnas, la principal diferencia es la nula presencia de la isla de frío por la noche y el importante impacto de la ICU en la ciudad. Respecto al comportamiento de las diferentes cubiertas terrestres también se observan diferencias dependiendo del ciclo diario. Los espacios industriales se comportan de manera opuesta dependiendo de la hora del día, durante el día (Figura 3) son uno de los espacios más cálidos, sin embargo, durante la noche este valor se invierte y se puede apreciar un enfriamiento a lo largo del día, principalmente si comparamos las imágenes de otoño. Esto puede ser debido principalmente a que los materiales de construcción de este tipo de espacios se calientan durante el día rápidamente, pero no almacenan el calor liberándolo a la misma velocidad con la caída del sol. Siguiendo este mismo comportamiento térmico están los suelos desnudos o de escasa vegetación que se encuentran al norte y sur de la ciudad. Estos son espacios típicos de la

depresión media del Ebro, un espacio semiárido con suelos de yesos y calizas donde la vegetación es poco abundante y de porte subarborescente. Del mismo modo obtienen elevados valores de temperatura durante el día, pero al caer la noche de forma general liberan el calor acumulado rápidamente y se enfrían. Al contrario que los materiales utilizados en las construcciones urbanas que absorben de una manera más gradual el calor y lo almacenan durante mucho más tiempo.

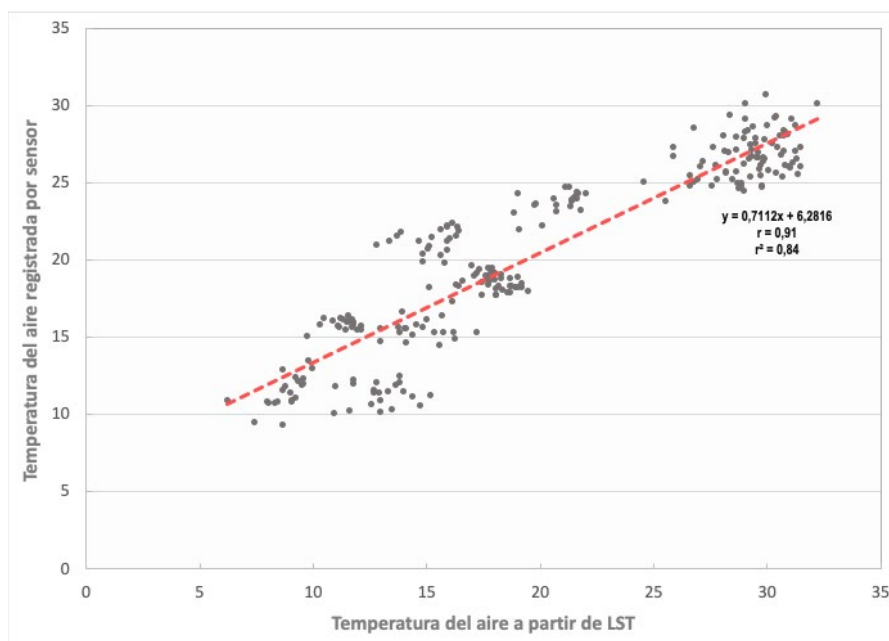
Otro espacio destacable y muy visible en la cartografía son las masas de agua, concretamente el trazado de los ríos. Durante la noche el enfriamiento radiativo es menos efectivo que sobre la tierra, debido a la mayor capacidad térmica del agua. Apareciendo como un elemento muy cálido en el mapa nocturno. Durante el día destaca por su temperatura inferior y el enfriamiento que provoca sobre la zona de ribera más limítrofe.

4.2. Relación entre la temperatura termométrica derivada de imágenes Landsat 8 y la registrada por la red de sensores termohigrométricos.

Se compararon mediante el coeficiente de correlación de Pearson los valores registrados por la red de sensores y la temperatura termométrica derivada de la banda térmica de Landsat 8 para cada una de las 21 localizaciones donde hay sensor y a la misma hora de registro de las 12 imágenes (Tabla 1).

Los resultados obtenidos indican que existe una relación significativa entre ambas variables con un nivel de confianza superior al 95% (Figura 5). Se ha obtenido un coeficiente de correlación de 0,91 indicando una asociación positiva muy elevada entre ambas variables y una significación inferior al 0,05 según T de Student. Unos valores que se complementan con el elevado valor obtenido en el coeficiente de determinación (r^2) y que permite establecer que el 84% de la varianza está explicado por el modelo. Al mismo tiempo para comprobar si el modelo es adecuado se calculó el estadístico de Durbin-Watson, mostrando una ausencia de autocorrelación seriada de los residuales al alcanzar un valor próximo a 2 y por lo tanto la adecuación del modelo lineal.

Figura 5. Comparación de la temperatura termométrica derivada de Landsat 8 y la registrada mediante sensor termohigrométrico.



Fuente: United States Geological Survey, USGS. Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza. Elaboración propia.

Los resultados obtenidos de la correlación son positivos y bastante elevados por lo cual podemos extraer una fuerte relación entre ambas temperaturas, como ya se había observado en otros trabajos (Mutiibwa et al., 2015). Esta relación existente afianza la propia metodología de cálculo de la temperatura termométrica, ya que no existen valores aberrantes o excesivos que difieran mucho entre la temperatura registrada de origen satelital o por los sensores en tierra. Por lo tanto, podría ser un punto de partida para futuros estudios que permitan crear mapas térmicos a través de imágenes satélite y validados en tierra que representen de un forma realista y fiable la temperatura del aire. Si se desarrollan estas metodologías supondrían un avance en el conocimiento del clima urbano y una mejora en los métodos de interpolación actuales, al permitir analizar con el detalle suficiente las diferencias térmicas intraurbanas en espacios urbanos. Con posibles aplicaciones en la ordenación del territorio, la planificación urbana, el ámbito energético o planes de actuación antes eventos térmicos extremos. Todo ello repercutiendo en la mejora de la calidad de vida de los habitantes y el confort de la población.

5. CONCLUSIONES

El uso comparado de imágenes diurnas y nocturnas del sensor TIRs de Landsat 8 en este trabajo supone una primera aproximación al análisis detallado del comportamiento térmico diurno de la ICU de la ciudad de Zaragoza. Comprobamos que la ICU no es un fenómeno estático ni continuo, ya que dependiendo de la estación o el momento del día su distribución y apariencias varían. De este modo, durante el día la

ICU en la ciudad queda desdibujada o desaparece ya que en el momento de captura de los datos (11:00 GMT) la ciudad comienza a calentarse a menor ritmo que su entorno rural, desarrollando una isla de frío urbano. Esto se debe al efecto sombra que provocan los edificios, los materiales de construcción, la propia morfología urbana o la compacidad de la ciudad.

La incorporación al estudio de la banda térmica nocturna permite obtener una imagen más clara del efecto ICU. Resaltando el contraste térmico más cálido de la ciudad, aunque estas variaciones son suavizadas dependiendo de la época del año, siendo de especial intensidad durante el invierno con una diferencia térmica que llega a alcanzar los 12 °C. Sin embargo, las limitaciones del procedimiento al trabajar con imágenes satélite, como la disponibilidad de imágenes o la resolución espacial, no permiten apreciar diferencias intraurbanas reseñables a excepción del comportamiento entre superficies muy contrastadas como los parques urbanos y zonas verdes de la ciudad, o las zonas extensas que tienen un comportamiento térmico muy marcado y que varía entre la noche y el día como los polígonos industriales.

El trabajo realizado ha permitido una aproximación a la relación existente entre la LST, tras su transformación en temperatura termométrica, y la temperatura del aire; alcanzando valores de correlación elevados. Una comparación compleja a cerca de la cual las metodologías diseñadas no son fáciles de implementar, pero tienen mucho potencial para futuros resultados y aplicaciones. Pudiendo desarrollarse modelos que integrasen LST y temperatura del aire para dar como resultado una cartografía realista de las características térmicas urbanas. Solventando los problemas de escala, tanto espacial como temporal, que ambos métodos de registro presentan. Todo ello con el objetivo final de mejorar la planificación urbana, un desarrollo sostenible de las ciudades y el confort térmico de la población que vive en estos espacios.

6. BIBLIOGRAFÍA

- ACERO, J. A., ARRIZABALAGA, J., KUPSKI, S., & KATZSCHNER, L. (2013). Urban heat island in a coastal urban area in northern Spain. *Theoretical and applied climatology*, 113(1), 137-154. DOI: 10.1007/s00704-012-0774-z
- ARNFIELD, A. J. (2003). Two decades of urban climate research: a review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *International Journal of Climatology: a Journal of the Royal Meteorological Society*, 23(1), 1-26. DOI: 9443/10.1002/joc.859
- CARLSON, T. & RIPLEY, D. (1997). On the Relation between NDVI, Fractional Vegetation Cover, and Leaf Area Index. *Remote Sensing of Environment*, 62, 241-252. DOI: 10.1016/S0034-4257(97)00104-1.
- CUADRAT, J.M., VICENTE-SERRANO, S.M., & SAZ, M.A. (2005). Los efectos de la urbanización en el clima de Zaragoza (España): La isla de calor y sus factores condicionantes. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 40, 311 - 328
- CUADRAT, J.M., SAZ, M.A., & VICENTE-SERRANO, S.M. (2007). Atlas climático de Aragón. *Gobierno de Aragón*.
- DEBNATH, M., SYIEMLIEH, H. J., SHARMA, M. C., KUMAR, R., CHOWDHURY, A., & LAL, U. (2018). Glacial lake dynamics and lake surface temperature assessment along the Kangchengayo-Pauhunri Massif, Sikkim Himalaya, 1988–2014. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 9, 26-41. DOI: 10.1016/j.rsase.2017.11.002

- DE LA RIVA, J.R., CUADRAT, J. M., MARTÍN, F.L., & MARTÍ, A. (1997). Aplicación de las imágenes land-sat tm al estudio de la isla térmica de Zaragoza. Primeros resultados. *Geographica*, (35), 227-242. DOI: 10.26754/ojs_geoph/geoph.1997351701
- FERNÁNDEZ, F. (2009). Ciudad y cambio climático: aspectos generales y aplicación al área metropolitana de Madrid. *Investigaciones Geográficas*, 49, 51-63. DOI: 10.14198/INGEO2009.49.09
- FERGUSON, B., FISHER, K., GOLDEN, J., HAIR, L., HASELBACH, L., HITCHCOCK, D., ... & WAYE, D. (2008). Reducing urban heat islands: compendium of strategies-cool pavements. U.S. Environmental Protection Agency. Draft. <https://www.epa.gov/heat-islands/heat-island-compendium>.
- JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C., & SOBRINO, J. A. (2003). A generalized single-channel method for retrieving land surface temperature from remotesensing data. *Journal of Geophysical Research*, 108. DOI: 10.1029/2003JD003480
- MUTIIBWA, D., STRACHAN, S., ALBRIGHT, T., (2015). Land surface temperature and surface air temperature in complex terrain. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 8(10), 4762-4774. DOI: 10.1109/JSTARS.2015.2468594
- RODRIGUEZ-GALIANO, V., PARDO-IGÚZQUIZA, E., SANCHEZ-CASTILLO, M., CHICA-OLMO, M., & CHICA-RIVAS, M. (2012). Downscaling Landsat 7 ETM+ thermal imagery using land surface temperature and NDVI images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 18, 515-527. DOI: 10.1016/j.jag.2011.10.002
- SEKERTEKIN, A., & BONAFONI, S. (2020). Sensitivity Analysis and Validation of Daytime and Nighttime Land Surface Temperature Retrievals from Landsat 8 Using Different Algorithms and Emissivity Models. *Remote Sensing*, 12(17), 2776. DOI: 10.3390/rs12172776
- SOBRINO, J.A., JIMÉNEZ-MUÑOZ, J.C., PAOLINI, L. (2004). Land surface temperature retrieval from LANDSAT TM 5. *Remote Sensing of environment*, 90(4), 434-440. DOI: 10.1016/j.rse.2004.02.003
- TEJEDOR, E., CUADRAT, J.M., SAZ-SÁNCHEZ, M.Á., SERRANO NOTIVOLI, R., LÓPEZ, N., & ALADRÉN, M. (2016). Isla de calor y confort térmico en Zaragoza durante la ola de calor de julio de 2015. En *Clima, sociedad, riesgos y ordenación del territorio*. (pp. 141-151). Actas del X Congreso de la Asociación Española de Climatología. Sevilla. Instituto Interuniversitario de Geografía, Universidad de Alicante. Alicante, octubre 5 - 8 octubre. Retrieved from <http://hdl.handle.net/20.500.11765/8053>
- TUCKER, C.J., GRANT, D.M., & DYKSTRA, J.D. (2004). NASA's global orthorectified landsat data set. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 70, 313-322. DOI: 10.14358/PERS.70.3.313
- URBAN, M., EBERLE, J., HÜTTICH, C., SCHMULLIUS, C., & HEROLD, M. (2013). Comparison of satellite-derived land surface temperature and air temperature from meteorological stations on the pan-Arctic Scale. *Remote Sensing*, 5(5), 2348-2367. DOI: 10.3390/rs5052348
- USGS, 2015. LANDSAT 8 (L8) Data Users Handbook (version 1.0). (<http://www.greenpolicy360.net/mw/images/Landsat8DataUsersHandbook.pdf>).
- VOOGT, J.A., & SOUX, C.A. (2000). Methods for the assessment of representative urban surface temperatures. En *Third Symposium on the Urban Environment*(pp. 179-180). Davis, CA: American Meteorological Society.
- VOOGT, J.A., & OKE, T.R. (2003). Thermal remote sensing of urban climates. *Remote sensing of environment*, 86(3), 370-384. DOI: 10.1016/S0034-4257(03)00079-8
- YUE, W., XU, J., TAN, W., & XU, L. (2007). The relationship between land surface temperature and NDVI with remote sensing: application to Shanghai Landsat 7 ETM+ data. *International journal of remote sensing*, 28(15), 3205-3226. DOI: 10.1080/01431160500306906

EL GLACIARISMO CUATERNARIO DE LAS SIERRAS DE ANCARES, COUREL Y RAÑADOIRO, Y DE LOS MONTES DE ORIBIO: UNA REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Benjamín González Díaz¹

1 (Departamento de Geografía y Ordenación del territorio, Universidad de Oviedo, gonzalezbenjamin@uniovi.es, Orcid: 0000-0003-4310-3221)

Jesús Ruiz Fernández²

2 (Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Oviedo, ruizjesus@uniovi.es, Orcid: 0000-0001-7161-3320)

Augusto Pérez Alberti³

3 (Departamento de Edafología e Química Agrícola, Universidad de Santiago de Compostela, agosto.perez@usc.es, Orcid: 0000-0001-7428-4622)

Resumen

En el presente trabajo se realiza una revisión bibliográfica sobre los avances en el conocimiento del glaciario cuaternario en las Sierras de Ancares, Courel y Rañadoiro, además de los Montes de Oribio. Dichas alineaciones montañosas conforman el sector más occidental de las montañas del Noroeste Peninsular, enlazando con el Macizo Asturiano. En el análisis de la bibliografía existente se han distinguido tres etapas: antecedentes, estudios de consolidación e implementación de nuevas técnicas. La etapa de “antecedentes” temporalmente abarca desde finales del S. XIX y hasta la segunda mitad del S. XX, estando caracterizada por un número limitado de trabajos, en los que se enfoca el glaciario de una forma general y sucinta. A partir de los años 70 del S. XX comienza la segunda etapa, denominada de “estudios de consolidación”, caracterizada por un aumento muy notable del número de trabajos, focalizados especialmente en aspectos cartográficos y morfológicos. En el S. XXI hay una última etapa incipiente de “implementación de nuevas técnicas”, especialmente referidas a la geocronología, que debe ser potenciada a futuro.

Palabras clave: Glaciario, NW de la Península Ibérica, Cuaternario, Paleoclimatología, Paleoglaciario.

Abstract

In the present work, we realized a bibliographic review about the scientific advances of Quaternary glaciers in the Sierras de Ancares, Courel and Rañadoiro, in addition to the Montes de Oribio. These locations make up the westernmost sector of the mountains of the Northwest of Iberian Peninsula that connects with the Asturian Massif. In the analysis of the existing bibliography, there are three stages: “antecedents”, “consolidation studies” and “implementation of new techniques”. The stage of antecedents temporarily covers from the end of the 19th century and the second half of the 20th century, characterized by a limited number of works, in which glacial evolu-

tion was studied in a general and brief way. From the 70s decade of the 20th century, the second stage of consolidation studies began, characterized by a very notable increase in the number of works, focused in a cartographic and morphologic approaches. Finally, already entered the 21st century, the last stage of “implementation of new techniques” referred mainly to geochronology should be strengthened in the future.

Keywords: Glaciers, NW of the Iberian Peninsula, Quaternary, Paleoclimatology, Paleoglaciers.

1. INTRODUCCIÓN

El glaciario pleistoceno en el Noroeste de la Península Ibérica ha sido motivo de diversos estudios desde el S. XIX hasta la actualidad. Las primeras aportaciones arrancan en el S. XIX, cuando vieron la luz algunos trabajos pioneros (Stichkel, 1928; Llopis Lladó, 1954; Nassbaum y Gigax, 1953). Sin embargo, no fue hasta el último cuarto del S. XX cuando se produjo el despegue definitivo de los estudios sobre geomorfología glaciario en estas montañas (ej.: Valcárcel, 1991; Pérez-Alberti *et al.*, 1992a, 1992b, 1993; Rodríguez-Guitan, 1995a, 1995b, 1996; Valcárcel *et al.*, 1996a, 1996b; Kossel, 1996; Pérez-Alberti y Valcárcel, 1998; Varcárcel y Pérez-Alberti, 2002a, 2002b; Pérez-Alberti, 2006, 2018, 2021). En este momento, los sucesivos avances se centraron, especialmente, en la descripción y reconstrucción de los paleoglaciares identificados, en el establecimiento de las fases glaciares reconocibles a partir de criterios morfoestratigráficos, así como la cartografía de las huellas de origen glaciario. Surgió, además, un intenso debate científico sobre la existencia o no de glaciario en algunos conjuntos montañosos de altitud moderada (ej.: Martínez de Pisón y Arenillas, 1979; Vidal Romaní, 1989; Pérez Alberti, 1982, 1986, 1988). Ya en el S. XXI, los sucesivos trabajos que salieron a la luz hasta la actualidad fueron acotando cada vez con más precisión la extensión del glaciario propio de estas montañas, e incidiendo en su alta singularidad. Sin embargo, aún hay vacíos de conocimiento importantes. En este sentido, cabe destacar la escasez de aportaciones geocronológicas, imprescindibles para establecer el calendario de las sucesivas fases de avances y retrocesos glaciares acaecidos desde el Último Ciclo Glaciario del Pleistoceno (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2014; Oliva *et al.*, 2019).

Las características inherentes a este tipo de glaciario, con huellas morfológicas de limitada entidad, a cotas bajas y sobre litologías que han favorecido la incisión y el desmantelamiento progresivo de los depósitos y formas asociadas (ej.: pizarras), constituyen las principales dificultades a la hora de localizar, estudiar y datar estos depósitos. Sin embargo, es precisamente en estos conjuntos de glaciario marginal aún poco estudiados, donde se debe focalizar buena parte de la investigación en la actualidad, a fin de obtener las claves restantes para entender el glaciario peninsular (y por extensión el de las montañas del sur de Europa) en toda su magnitud y complejidad (Hughes *et al.*, 2006).

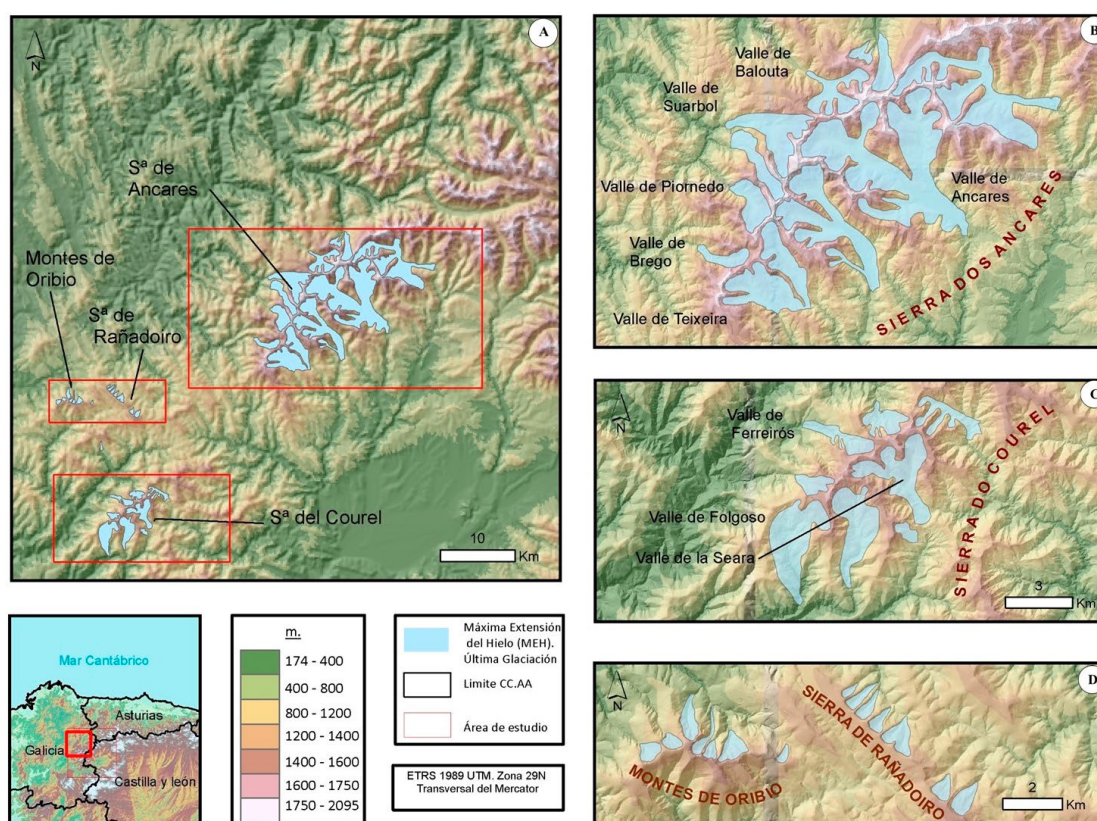
En consecuencia, el objetivo de este estudio es efectuar un estado del conocimiento sobre la geomorfología glaciario de las Sierras de Ancares, Courel y Rañadoiro, así como los Montes de Oribio, como marco geográfico y punto de partida para futu-

ras investigaciones centradas específicamente en la geocronología y la modelización de paleoglaciares de uno de dichos conjuntos (la Sierra del Courel).

2. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio seleccionada comprende las Sierras de Ancares, Courel y Rañadoiro, y los Montes de Oribio, y está situada íntegramente en la Provincia de Lugo, correspondiéndose con el sector más occidental de las montañas del Noroeste Peninsular que enlaza con el Macizo Asturiano ($42^{\circ}44'$ – $42^{\circ}55'$ de latitud N y $7^{\circ}15'$ – $6^{\circ}49'$ de longitud W; Figura 1). Como cumbre más importante en cada caso cabe citar el Pico Miravalles (1.965 m) en la Sierra de Ancares, el Monte Formigueiros (1.643 m) en la Sierra de Courel, el Pico Oribio (1.471 m) en los Montes de Oribio, y el Pico Murallón (1.474 m) en la Sierra de Rañadoiro.

Figura 1: Localización del área de estudio. A) Localización general, B) Sierra de Ancares, C) Sierra del Courel, D) Sierra de Rañadoiro y Montes de Oribio.



Fuente: Elaboración propia a partir de Rodríguez-Rodríguez *et al.* (2015), Pérez-Alberti (2018, 2021) y Valcárcel y Pérez-Alberti (2021).

Las Sierras de Ancares y el Courel siguen un rumbo NE-SW, mientras que los Montes de Oribio siguen una disposición E-W. Por su parte, la Sierra de Rañadoiro tiene una disposición NW-SE. Desde el punto de vista hidrográfico, la Sierra de

Ancares junto con la de Rañadoiro dan lugar a dos cuencas hidrográficas distintas, concretamente la del río Navia y su principal afluente el Cancelada al Norte, y la del río Sil y su afluente el Valcárcel, de extensión mucho más reducida, al Sureste. Por su parte, desde el punto de vista geológico el sector estudiado está incluido en el Macizo Hespérico, que constituye el basamento más antiguo de la Península Ibérica (Lozte, 1945), y dentro de él está integrado en la parte más meridional de la Zona Asturoccidental-leonesa, comprendiendo íntegramente el Dominio del Navia y el Alto Sil (Parga-Pondal, 1967; Marcos, 1973). Desde el punto de vista litoestratigráfico, la mayor parte del área de estudio está compuesta por rocas del Paleozoico Inferior y en menor medida del Precámbrico, entre las que destacan afloramientos de areniscas, pizarras y cuarcitas, además de un importante afloramiento de rocas plutónicas que se corresponde con el granito de Ancares (Marcos *et al.*, 1980). Este sector fue configurado principalmente durante la Orogenia Hercínica, y revitalizado durante la Alpina. Las sierras estudiadas, además de su evidente proximidad geográfica, presentan el mismo estilo de glaciación (Pérez-Alberti y Valcárcel, 1998). Por su parte, en la media y baja montaña, y también en las áreas glaciadas (una vez que estas quedaron libres de hielo glacial), se conservan huellas de una activa dinámica periglacial, entre las que destacan, especialmente, la conservación de campos y ríos de bloques, además de muchas otras morfologías, como morrenas de nevero, taludes y conos de derrubios, etc. (Pérez-Alberti, 1979, 2021; Carrera-Gómez y Valcárcel, 2010, 2018). Cabe remarcar que, durante la Máxima Extensión del Hielo (MEH) dentro de la Última Glaciación, el cinturón periglacial ocupaba zonas de baja cota, e incluso ámbitos costeros (Pérez-Alberti *et al.*, 2009; Oliva *et al.*, 2016).

3. RESULTADOS

En la evolución de los estudios científicos sobre el glaciario cuaternario de este sector se distinguen claramente tres etapas: i) antecedentes, ii) estudios de consolidación e, iii) implementación de nuevas técnicas. Los primeros trabajos sobre el glaciario en el NW de la Península Ibérica (etapa i), se remontan a finales del S. XIX y abarcan hasta bien entrada la segunda mitad del S. XX. En la mayoría de los casos, se trata de meras descripciones morfológicas en las que no se lleva a cabo una reconstrucción de la dinámica glacial. A partir de los años 70 del S. XX (ii etapa), surge un mayor número de estudios, que aportan modelos evolutivos, además de representaciones cartográficas de calidad. Con el S. XXI entramos en la última etapa (iii), definida por la generalización de técnicas SIG de reconstrucción paleoglacial y la aportación de algunos datos geocronológicos. A continuación, se detalla cada una de ellas.

3.1. Antecedentes

Las primeras observaciones registradas sobre huellas glaciares en el sector estudiado se remontan a la primera mitad del S. XIX. En estos primeros trabajos únicamente se mencionó de manera escueta la existencia de huellas y formas glaciares, debido a que estos trabajos no se centraron exclusivamente en el estudio del glaciario. Por lo general se trató de estudios con un carácter geomorfológico general y un enfo-

que meramente descriptivo. El primer trabajo a citar es el de Stickel (1928), el cual se centró en el estudio de la morfología glaciaria del Noroeste de España. Dicha obra fue la primera en la que se hizo referencia de forma expresa a la existencia de glaciares en las Montañas do Courel. En esa misma línea, Nussbaum y Gigax (1953) citaron la existencia de huellas y depósitos glaciares en determinados sectores de las montañas del Noroeste Peninsular, como la Sierra de Ancares. Se trató en cualquier caso de breves comentarios sobre la existencia de formas y depósitos glaciares, en los que no se realiza ninguna descripción o categorización detallada de los mismos. Un año más tarde Llopis Lladó (1954), en su estudio de la Sierra de Ancares, aportó un análisis más detallado de los depósitos glaciares, llegando a la conclusión de que la disimetría en el tamaño de las huellas glaciares estaba directamente relacionada con el grado de insolación de las distintas vertientes.

3.2. Estudios de consolidación

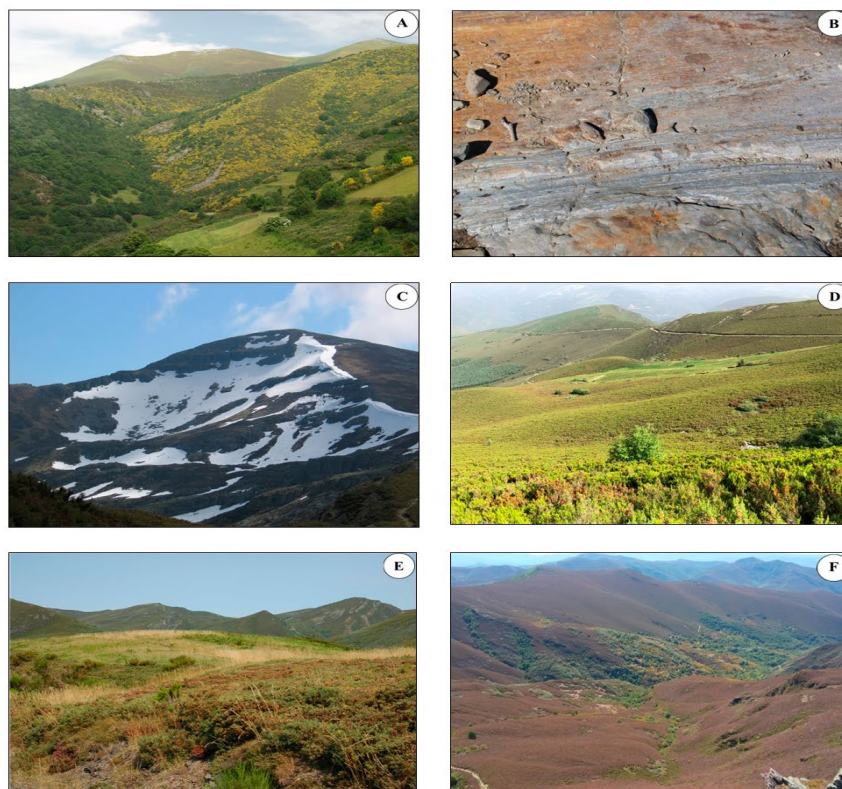
Los estudios de consolidación sobre el sector estudiado comenzaron en la segunda mitad del S. XIX con el trabajo de Marcos *et al.* (1980), correspondiente a la memoria de la hoja nº 99 Mapa Geológico Nacional a escala 1:50.000 del Instituto Geológico y Minero (IGME), en el que se realizó una importante labor de cartografía y descripción de las formas y depósitos glaciares del sector occidental de la Sierra de Ancares. A finales de la década de 1980, Vidal Romaní (1989) elaboró un trabajo sobre el Cuaternario en el Macizo Gallego, destacando entre las posibles zonas glaciadas las Sierras de Ancares y del Courel. Tres años más tarde, los estudios de Pérez-Alberti *et al.*, (1992a, 1992b) significaron un importante avance sobre la cartografía de formas y depósitos glaciares en la vertiente oriental de la Sierra de Ancares, en concreto en los Valles de Piornedo y Suárbol. A partir de dicha cartografía los autores realizaron el cálculo del volumen y establecieron los límites aproximados de los hielos en la fase de MEH. Apenas un año más tarde, Pérez-Alberti *et al.* (1993), presentarían un extenso trabajo de revisión bibliográfica que serviría como marco teórico sólido para las futuras investigaciones que se llevaron a cabo en las Sierras de Ancares y Courel, entre otras áreas. Por su parte, Rodríguez Guitán *et al.* (1996a), continuaría trabajando en la Sierra de Ancares, concretamente en el Valle de Piornedo (Figuras 2A y B), realizando una propuesta de deglaciación de dicho valle fundamentada en el reconocimiento y localización de formas glaciares, que culminaría en la elaboración de una cartografía de éstas. En dicha propuesta de deglaciación, los autores destacaron la existencia de 6 fases glaciares: máximo empuje reconocido, pulsaciones internas, estabilización en el valle principal, individualización de los aparatos glaciares, glaciares de circo y extinción glaciaria. Valcárcel *et al.* (1996a) completó el conocimiento sobre las etapas de deglaciación tanto en la vertiente occidental de la Sierra de Ancares, como en la oriental (Figuras 2A, B y C). A su vez, Kossel (1996) elaboró un trabajo en el que se determinó el límite de la máxima extensión de los hielos en la Sierra de Ancares, que vendrían a coincidir con lo establecido en publicaciones anteriores. En un último estudio, Pérez-Alberti y Valcárcel (2021) atribuyen una extensión total glaciada en la Sierra de Ancares durante la fase de MEH de 141,6 km².

En los Montes de Oribio (Figura 1), que hasta el momento no habían sido estudiados de manera específica desde el punto de vista del glaciario cuaternario, Val-

cárcel *et al.* (1996a) encontraron evidencias morfológicas y sedimentarias a partir de las que se puede reconstruir un glaciar al que atribuyen dos fases evolutivas a partir de los vestigios conservados: una fase de MEH, de la que quedan únicamente sedimentos removilizados, y otra fase de estabilidad dentro ya de una tendencia general al retroceso, que los autores reconstruyen a partir de cordones morrénicos mejor conservados y más internos. Este glaciar alcanzaría una longitud máxima de ~800 m durante la fase de MEH. En un trabajo muy reciente, Valcárcel y Pérez-Alberti (2021) identifican 7 glaciares de circo y de valle en estos montes, con una longitud máxima de 2 km en el caso del paleoglaciar de Penedo do Lobo. Las dimensiones, altitud de los frentes y, en definitiva, el estilo de glaciación descritos para los Montes de Oribio, coinciden con las descritas para los conjuntos de Rañadoiro, donde también han sido reconstruidos 7 pequeños glaciares de lengua y de circo al amparo de cabeceras que no sobrepasaron en ninguna de dichas áreas los 1.500 m de altitud (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2014; Valcárcel y Pérez-Alberti, 2021). Los frentes de ambas alineaciones (Oribio y Rañadorio) están emplazados a cotas de 1.000 a 1.320 m de altitud, con espesores del hielo de 50 m en el caso del paleoglaciar de Queixadoiro, a 80 m en el paleoglaciar de Poza do Carballal (Valcárcel y Pérez-Alberti, 2021).

En la Sierra del Courel Rodríguez Guitán *et al.* (1996b) realizaron un estudio específico del valle de A Seara (Figura 2E), en el que se efectuó una reconstrucción de la extensión del paleoglaciar del mismo nombre, basada en técnicas fotogramétricas validadas con trabajo de campo. Dicho trabajo sirvió como base para las sucesivas investigaciones que se desarrollarían en la Sierra del Courel. Continuando con la misma línea de trabajo, Pérez-Alberti (2006, 2018, 2021) profundizó en la identificación y delimitación de las huellas glaciares de la Sierra del Courel, además de realizar una importante aportación de cartografía geomorfológica de detalle a partir de herramientas SIG, lo que le permitiría obtener datos morfométricos sobre los distintos paleoglaciares que componen dicha sierra y avanzar en la implementación del modelo de deglaciación de la zona. En dichos trabajos se pone de manifiesto la existencia de 9 glaciares que durante la fase de MEH ocuparon una extensión de 49,57 km², con espesores máximos del hielo que oscilaron entre 50 y 130 m en función de cada aparato, y con frentes situados a altitudes de 760 a 1080 m. Las lenguas glaciares alcanzaron longitudes de entre 1,2 y 4,8 km (Pérez-Alberti, 2021).

Figura 2. Ejemplos de geofomas de origen glaciar en las áreas estudiadas. A) Complejo morrénico en el Valle de Piornedo (Ancares). B) Estrías glaciares en el Valle de Piornedo (Sierra de Ancares). C) Circo glaciar de Cuiña en la Sierra Ancares. D) Morrenas en el Valle de Ferreirós (Sierra del Courel). E) Morrena de perfil achatado en el Valle de A Seara (Sierra del Courel). F) Interior del circo del paleoglaciar de Vilarbacú (Sierra del Courel).



Fuente: Elaboración propia.

3.3. Implementación de las nuevas técnicas

En la última década del S. XIX y principios del S. XXI, los estudios de glaciario del Noroeste de la Península Ibérica comenzaron a incorporar datos geocronológicos absolutos, imprescindibles para establecer un marco cronológico preciso para la Última Glaciación y sus posteriores fases de avances y retrocesos en estas montañas (Maldonado, 1994; Vidal Romaní *et al.*, 1999; Allen *et al.*, 1996; Muñoz Sobrino *et al.*, 1998; 2001; 2004; Jalut *et al.*, 2010; Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2011; 2014). Sin embargo, si nos centramos en el sector objeto de estudio de esta contribución, el número de publicaciones con aportaciones geocronológicas es muy reducido. Únicamente destacan tres estudios focalizados en dos sectores concretos: Poza do Carballal en los Montes de Cebreiro – Sierra de Rañadoiro, y la Laguna de la Lucenza en la Sierra del Courel (Muñoz Sobrino *et al.*, 1997; 2001; Chiapusso *et al.*, 2016). Dichas publicaciones estudian los cambios vegetales que tuvieron lugar tras la deglaciación de ambas áreas, combinando los registros de polen con la aplicación de dataciones de C14. En la Poza do Carballal, que constituye una pequeña laguna de origen glaciar, las dataciones radiocarbónicas arrojan una edad de 13.188 ± 183 cal BP para el inicio de la sedimentación (Muñoz Sobrino *et al.*, 1997). En cuanto a la Laguna de la Lucenza, también

de origen glaciario, las edades obtenidas para la base del sondeo fueron de 17.320 ± 250 y de 17.390 ± 090 años BP (Muñoz Sobrino *et al.*, 2001). Posteriormente, la última de estas edades ha sido calibrada, arrojando un resultado de 20.996 ± 297 cal BP (Chiapusso *et al.*, 2016). Por tanto, estas dataciones indican el momento en el que el proceso de deglaciación del valle glaciario de A Seara alcanza al sector de cabecera. A partir de los registros de polen de la Laguna de la Lucenza, estos autores infirieron la existencia de paisajes abiertos y formaciones vegetales propias de ambientes glaciares definidos por temperaturas bajas y abundancia de precipitaciones.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Las publicaciones sobre glaciario analizadas en esta revisión bibliográfica sobre las Sierras del Courel, Ancares y Rañadoiro, y sobre los Montes de Oribio, hacen referencia a la existencia de tres tipologías morfológicas de aparatos glaciares durante la MEH de la Última Glaciación, siendo la más común la de glaciares alpinos simples, y en menor medida, glaciares de circo y glaciares alpinos compuestos a partir de la coalescencia de varias lenguas. Ésta última es el caso de los Ancares (Figura 1), donde las lenguas llegaron a alcanzar longitudes de entre 7 y 13 km (Pérez-Alberti y Valcárcel, 2021). Dichas diferencias longitudinales vienen dadas por la importancia de condicionantes como el relieve preglaciario y las características topoclimáticas de cada área (altitud del conjunto montañoso, orientación, mayor o menor verticalidad de los circos, exposición a los vientos dominantes, sobrealimentación por aludes, etc.) (Pérez Alberti *et al.*, 1992; Rodríguez Guitán *et al.* 1996a; Valcárcel *et al.*, 1996a). En cambio, los estudios de la Sierra del Courel detectaron glaciares alpinos simples con lenguas que alcanzaron longitudes bastante más cortas (4,8 km de longitud máxima en el caso del glaciario de A Seara), siendo, en varios casos, lenguas incipientes con un escaso desarrollo longitudinal (ej.: glaciares de Palleiros y Paderne, con 1,2 y 1,5 km de largo respectivamente; Rodríguez Guitán *et al.*, 1996; Pérez-Alberti., 2006, 2018, 2021). Dentro de dicha sierra, solamente se puede designar con rotundidad como glaciares de lengua bien desarrollados a los aparatos de Ferreirós, Vilarbacú, Visuña y A Seara (Figuras 2D, E y F) (Pérez Alberti, 2018, 2021). Por su parte, los glaciares de menor entidad del área estudiada se localizaron en los Montes de Oribio y la Sierra de Rañadoiro, dando lugar a glaciares de circo y a glaciares alpinos de lenguas incipientes (Valcárcel *et al.*, 1996b; Valcárcel y Pérez-Alberti, 2021). Nuevamente, salvo en la Sierra de Ancares, donde se conservan complejos morrénicos de gran entidad (ej.: valles de Piornedo, Suárbol o Porcarizas), los depósitos morrénicos de los conjuntos montañosos estudiados alcanzaron escaso volumen y extensión, habiendo sido retrabajados frecuentemente, además, por procesos erosivos postglaciares (ej.: morrenas de Queixadoiro en Rañadoiro). Se trata, en suma, de un glaciario menos evidente y más dificultoso en su estudio, especialmente si lo comparamos con otros sectores glaciados tanto de las montañas del Noroeste, como del cercano Macizo Asturiano (Frochoso y Castañón, 1998; Ruiz-Fernández *et al.*, 2009, 2016; Moreno *et al.*, 2010; Serrano *et al.*, 2012, 2013; Santos-González *et al.*, 2013; Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2015; Ruiz-Fernández y García-Hernández, 2018). De hecho, en varios de los valles glaciares de estas sierras las formas de acumulación han sido desmanteladas en

su totalidad o casi en su totalidad, conservándose únicamente morfologías erosivas (principalmente circos y umbrales; Pérez-Alberti *et al.*, 1992; 1993; Valcárcel y Pérez-Alberti, 2002a, 2002b; Pérez-Alberti, 2021), o bien depósitos dispersos de escasa extensión en las laderas de los valles principales, puestos al descubierto en los taludes de pistas y carreteras.

En cuanto a la cronología glaciaria de los conjuntos montañosos estudiados, destaca la escasez de aportaciones basadas en dataciones absolutas. Únicamente cabe mencionar varias publicaciones focalizadas en estudios de paleovegetación que incluyen edades de la base de dos sondeos efectuados en otras tantas lagunas de origen glaciario. Concretamente, mediante C14 se dató la base de los testigos sedimentarios de la Poza do Carballal en los Montes del Cebreiro, y de la Laguna de la Lucenza en la Sierra del Courel (Muñoz Sobrino *et al.*, 1997; 2001; Iriarte-Chiapusso *et al.*, 2016). Si comparamos los resultados de ambas publicaciones, ya mencionados en el apartado anterior (3.3), con los obtenidos en investigaciones centradas en conjuntos montañosos cercanos, son coherentes. En sectores próximos, la MEH dentro de la Última Glaciación antecede al Último Máximo Glaciar Global (UMGG). En el caso del valle del Bibey la MEH necesariamente tuvo que acontecer con anterioridad a 30 ka (Pérez-Alberti *et al.*, 2011). Por su parte, las dataciones cosmogénicas de ^{10}Be efectuadas en el complejo morrénico frontal del lago de Sanabria (de carácter poligénico), demuestran la existencia de una fase de MEH en ~33 ka, mientras que la deglaciación del área aconteció entre 19,2 y 15,4 ka (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2014). A su vez, las edades radiocarbónicas de la Laguna La Roya (15,3-15,6 ka cal BP; Allen *et al.*, 1996), situada a 1630 m en el citado conjunto montañoso, sugiere que los sectores más bajos de la plataforma que arma la culminación de la Sierra Segundera, así como las partes más bajas del Macizo de Manzaneda (Maldonado, 1994), fueron deglaciados a partir del *Oldest Dryas*.

Actualmente existe un profundo conocimiento sobre la evolución glaciaria de las Montañas Ibéricas, tanto de las formas glaciares y los depósitos asociados, como de la cronología de las sucesivas fases glaciares diferenciables dentro de la Última Glaciación. Esto último ha sido posible a partir de la generalización en la aplicación de diferentes técnicas de datación absoluta (C14, isótopos cosmogénicos, luminiscencia ópticamente estimulada; Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2015; Oliva *et al.*, 2019). Incluso, los estudios que datan fases glaciares anteriores a la Última Glaciación son cada vez más frecuentes (ej.: Frochoso *et al.*, 2013; Palacios *et al.*, 2019). Sin embargo, para comprender en su conjunto la magnitud y complejidad del glaciario que afectó a la Península Ibérica durante el Último Ciclo Glaciar del Pleistoceno, aún quedan algunos interrogantes por resolver. Por un lado, existen diversas áreas de glaciario marginal (es decir, ubicadas en conjuntos de altitud modesta que están fuera de los principales focos que estuvieron glaciados, en los que inevitablemente se han concentrado las investigaciones) que apenas han sido estudiadas (ej.: Ruiz-Fernández *et al.*, 2021). Por otro lado, en algunos de estos sectores de glaciario marginal las aportaciones geocronológicas son aún muy escasas. Este es el caso de las Sierras del Courel, Ancares y Rañadoiro, y de los Montes de Oribio, motivado en parte por las dificultades de muestreo de estas áreas con formas glaciares de escaso desarrollo, en enclaves muy vegetados y sobre litologías que han favorecido los procesos erosivos postglaciares. Por ello, buena parte de las principales claves restantes para entender en su conjunto

el glaciario ibérico, se encuentran en áreas de glaciario como el que caracteriza a los conjuntos montañosos que nos ocupan en este trabajo (véase al respecto Oliva *et al.*, 2019; Hughes *et al.*, 2006; Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2014. Éste es un vacío de conocimiento que debe ser corregido en las próximas décadas.

AGRADECIMIENTOS

Esta aportación se encuadra dentro de las actividades del proyecto “Evolución glaciario de las Montañas do Courel a partir de la aplicación del método de dataciones por isótopos cosmogénicos. Proyecto geoparque mundial de la UNESCO” (REF: FUO-19-112), financiado por la Asociación para la Promoción Territorial Montañas do Courel. A su vez, esta contribución también estudia los tópicos de investigación tratados en el proyecto de investigación de excelencia PID2020-115269GB-I00 (MICINN, Gobierno de España). Benjamín González Díaz agradece al Ministerio de Universidades del Gobierno de España la concesión de un contrato predoctoral FPU (referencia: FPU19/06583) durante el que se redactó el presente trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- ALLEN, J.R.M., HUNTLEY, B., WATTS, W.A. (1996). The vegetation and climate of northwest Iberia over the last 14,000yr. *Journal Quaternary Science*, XI (125–147).
- CARRERA-GÓMEZ, P., VALCÁRCEL, M. (2010). La acción geomorfológica del manto nivoso estacional en la Sierra de Ancares. Vertiente nororiental del Pico Cuiña (León). *Cuadernos de Investigación Geográfica*, XXXVI (85–98).
- CARRERA-GÓMEZ, P., VALCÁRCEL, M. (2018). The geomorphological role of snow since the Little Ice Age in the Sierra de Ancares (NW Spain). *Cuadernos de Investigación Geográfica*, XLIV (171–185).
- DÍAZ PACHECO, J., LÓPEZ DÍEZ, A., MÁYER SUÁREZ, P., DORTA ANTEQUERA, P., YANES LUQUE, A. (2019). Evaluación de la vulnerabilidad local de inundación en enclaves insulares áridos de especialización turística. En *Crisis y espacios de oportunidad: retos para la Geografía* (pp. 358–373). Actas del XXVI Congreso de la Asociación Española de Geografía. Valencia. Nacional de Tecnologías de Información Geográfica. Málaga, octubre 22–25 octubre
- FROCHOSO, M., CASTAÑÓN, J.C. (1998). El relieve glaciario de la Cordillera Cantábrica. En: Gómez-Ortiz, A., Pérez-Alberti, A. (Coord.), *Las huellas glaciares de las montañas españolas*. Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, 65–137.
- FROCHOSO, M., GONZÁLEZ, R., ALLENDE, F. (2013). Pleistocene glacial morphology and timing of Last Glacial Cycle in Cantabrian Mountains (Northern Spain): new chronological data from the Asón Area. *Central European Journal of Geoscience*, V (12–27).
- HERNÁNDEZ-PACHECO, F., 1949. HUELLAS GLACIARES EN LA SIERRA DE QUEIJA. *BOLETÍN DE LA REAL SOCIEDAD DE HISTORIA NATURAL DE ESPAÑA*, XLVII (97–102).
- IRIARTE-CHIAPUSSO, M.J., MUÑOZ-SOBRINO, C., GÓMEZ-ORELLANA, L., HERNÁNDEZ-BELOQUI, B., GARCÍA-MOREIRAS, I., FERNÁNDEZ RODRIGUEZ, C., HEIRI, O., LOTTER, A.F., RAMIL-REGO, P. (2016). Reviewing the Lateglacial–Holocene transition in NW Iberia: a palaeoecological approach based on the comparison between dissimilar regions. *Quaternary International*, CDIII (211–236).

- JALUT, G., I MICHELS, V. T., DEDOUBAT, J. J., OTTO, T., EZQUERRA, J., FONTUGNE, M., SANTOS, L. (2010). Palaeoenvironmental studies in NW Iberia (Cantabrian range): vegetation history and synthetic approach of the last deglaciation phases in the western Mediterranean. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, CCXCVII (330-350).
- KOSSEL, V. (1996). Problemas geomorfológicos acerca de la determinación del máximo avance glaciar en la Sierra de Ancares (León-Lugo-Asturias). En: Pérez, A.; Martini, P.; Chesworth, W.; Martínez, A (Coord), *Dinámica y evolución de medios cuaternarios*. (pp. 131-142). Xunta de Galicia. Consellería de Cultura Cap. II Dinámica y evolución de medios de alta montaña, glaciario y periglaciario. Santiago (España).
- LLOPIS LLADÓ, N. (1954). Sobre la morfología de los picos Ancares y Miravalles. *Anales de la Asociación Española para el Progreso de las Ciencias*, XII (627-643).
- MALDONADO, F.J. (1994). Evolución tardiglacial y holocena de la vegetación en los macizos del Noroeste Peninsular. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid.
- MARCOS, A. (1973). Las series del Paleozoico Inferior y la estructura herciniana del Occidente de Asturias (NW. de España). *Trabajos de Geología*, XI (3-113).
- MARCOS, A., PÉREZ-ESTAUN, A., PULGAR, J.A., BASTIDA, F & RUIZ, F. (1980): Memoria del mapa Geológico nº99: Becerreá. Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Madrid. Martínez-Cortizas, A. (Coords.), *Avances en la reconstrucción paleoambiental de las áreas de montaña lucenses. Monografías GEP*, I (77-88).
- MARTÍNEZ DE PISÓN, E., ARENILLAS, M. (1979). Algunos problemas de morfología glaciar en la España Atlántica. *Acta Geológica Hispánica*, 14, 445-450.
- MORENO, A., VALERO, B.L., JIMÉNEZ, M., DOMÍNGUEZ, M.J., MATA, M.P., NAVAS, A., GONZÁLEZ, P., STOLL, H., FARIAS, P., MORELLÓN, M., CORELLA, J.P., RICO, M. (2010). The last deglaciation in the Picos de Europa National Park (Cantabrian Mountains, Northern Spain). *Journal of Quaternary Science*, XXV (1076-1091).
- MUÑOZ-SOBRINO, C., RAMIL-REGO, P., GÓMEZ-ORELLANA, L. (2004). Vegetation of the Lago de Sanabria area (NW Iberia) since the end of the Pleistocene: a palaeoecological reconstruction on the basis of two new pollen sequences. *Vegetation History Archaeobotany*, XII (1-22).
- MUÑOZ-SOBRINO, C., RAMIL-REGO, P., RODRÍGUEZ, M.A. (2001). Vegetation in the mountains of northwest Iberia during the last glacial-interglacial transition. *Vegetation History and Archaeobotany*, XX (7-21).
- NUSSBAUM, F., GIGAX, F. (1953). La glaciación cuaternaria en la Cordillera Cantábrica. *Estudios Geográficos*, XIV (261-270).
- OLIVA, M., PALACIOS, D., FERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, J.M., RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, L., GARCÍA-RUIZ, J. M., ANDRÉS, N., CARRASCO, R.M., PEDRAZA, J., PÉREZ-ALBERTI, A., VALCÁRCEL, M., HUGHES, P.D. (2019). Late Quaternary glacial phases in the Iberian Peninsula. *Earth-Science Reviews*, CXCII (584-600).
- PALACIOS, D., GÓMEZ-ORTIZ, A., ALCALÁ-REYGOSA, J., ANDRÉS, N., OLIVA, M., TANARRO, L. M., SALVADOR-FRANCH, F., SCHIMMELPFENNING, I., FERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, J.M., LÉANNI, L., ASTER TEAM. (2019). The challenging application of cosmogenic dating methods in residual glacial landforms: the case of Sierra Nevada (Spain). *Geomorphology*, CC-CXXV (103-118).
- PARGA-PONDAL, I. (1967). La investigación geológica en Galicia. *Leidse Geologische Mededelingen*, XXXVI (207-210).
- PÉREZ-ALBERTI, A. (1979). Nuevas observaciones sobre glaciario y periglaciario en el NW de la Península Ibérica: la Galicia sudoriental. *Acta geológica hispánica*, XIV (441-444).

- PÉREZ-ALBERTI, A. (1982). Xeomorfoloxía. *Xeografía de Galicia*. Santiago: Diputación Provincial de Santiago.
- PÉREZ-ALBERTI, A. (2006). Una historia xeolóxica de 500 millóns de anos. Santiago: Asociación Río Lor.
- PÉREZ-ALBERTI, A., (2018). Xeomorfoloxía das Montañas do Courel e Mapa Xeomorfolóxico do Courel. Grupo de Desenvolvemento Rural Ribeira Sacra-Courel, 70 pp.
- PÉREZ-ALBERTI, A., (2021). El patrimonio glaciar y periglacial del Geoparque Mundial UNESCO Montañas do Courel (Galicia). *Cuaternario y Geomorfología*. DOI: 10.17735/cyg.v35i1-2.89295
- PÉREZ-ALBERTI, A., GUITIÁN, M. R., DÍAZ, M. V. (1992B). Procesos glaciares en la Sierra de Ancares: valles de Piornedo y Suarbol (NO Ibérico). En: Estudios de geomorfología en España: Actas de la II Reunión Nacional de Geomorfología (pp. 403-412). Murcia, 25 de septiembre 1992.
- PÉREZ-ALBERTI, A., RODRÍGUEZ-GUITIÁN, M.A., VALCÁRCCEL, M. (1993). Las formas y depósitos glaciares en las Sierras Orientales y Septentrionales de Galicia (NW Península Ibérica). En: Pérez Alberti, A., Ramil-Rego, P., Guitián, L. (Coords.), *La evolución del paisaje en las montañas del entorno de los Caminos Jacobeos*. Santiago de Compostela: Xunta de Galicia.
- PÉREZ-ALBERTI, A., RODRÍGUEZ-GUITIÁN, M.A., VALCÁRCCEL, M., (1992A). El modelado glaciar en la vertiente oriental de la Sierra de Ancares (Noroeste de la Península Ibérica). *Papeles de Geografía*, XVIII (39-51).
- PÉREZ-ALBERTI, A., VALCÁRCCEL, M. (1998). Caracterización y distribución espacial del glaciario en el Noroeste de la Península Ibérica. EN: Gómez-Ortiz, A., Pérez-Alberti, A. (Coords), *Las hue-llas glaciares de las montañas españolas*. Santiago de Compostela: Universidades de Santiago de Compostela.
- PÉREZ-ALBERTI, A., VALCÁRCCEL, M. (2021). The glaciers in Eastern Galicia. En: Oliva, M., Palacios, D., Fernández-Fernández, J.M. (Eds.), *Iberia, Land of Glaciers. How The Mountains Were Shaped By Glaciers*. Amsterdam, Ed. Elsevier. DOI:10.1016/B978-0-12-821941-6.00018-9
- PÉREZ-ALBERTI, A., VALCÁRCCEL, M., MARTINI, I.P., PASCUCCHI, V., ANDREUCCI, S. (2011). Upper Pleistocene glacial valley-junction sediments at Pias, Trevinca Mountains, NW Spain. *Geological Society, London, Special Publications*, CCCLIV (93-110).
- RODRÍGUEZ GUITIÁN, M.A., VALCÁRCCEL, M., PÉREZ-ALBERTI, A. (1996B). Morfogénesis glaciar en la vertiente meridional de la Serra do Courel (NW Ibérico): el valle de A Seara. En: Pérez, A.; Martínez, A. Pub. (Coords.), *Avances en la reconstrucción paleoambiental de las áreas de montaña lucense*. Cap. I.I Monografías G.E.P. Lugo: Diputación Provincial de Lugo.
- RODRÍGUEZ GUITIÁN, M.A., VALCÁRCCEL, M., PÉREZ-ALBERTI, A. (1996A). El último ciclo glaciar en el valle de Piornedo (Serra dos Ancares, Lugo): hipótesis sobre la deglaciación basada en la cartografía de formas y depósitos glaciares y periglaciares. En: Pérez, A.; Martínez, A. Pub. (Coords.), *Avances en la reconstrucción paleoambiental de las áreas de montaña lucense*. Cap. I.I Monografías G.E.P. Lugo: Diputación Provincial de Lugo.
- RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, L., JIMÉNEZ-SÁNCHEZ, M., DOMÍNGUEZ-CUESTA, M.J., RICO, M.T., VALERO-GARCÉS, B.L. (2011). Last deglaciation in northwestern Spain: New chronological and geomorphologic evidence from the Sanabria region. *Geomorphology*, CXXXV (48-65).
- RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, L., JIMÉNEZ-SÁNCHEZ, M., DOMÍNGUEZ-CUESTA, M.J., RINTERKNECHT, V., PALLAS, R., BOURLES, D., VALERO-GARCÉS, B.L. (2014). A multiple dating-method approach applied to the Sanabria Lake moraine complex (NW Iberian Peninsula, SW Europe). *Quaternary Science Reviews*, LXXXIII (1-10).
- RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, L., JIMÉNEZ-SÁNCHEZ, M., DOMÍNGUEZ-CUESTA, M. J., ARANBURU, A. (2015). Research history on glacial geomorphology and geochronology of the Cantabrian Mountains, north Iberia (43-42 N/7-2 W). *Quaternary International*, CCCLXIV (6-21).

- RUIZ-FERNÁNDEZ, J., GARCÍA-HERNÁNDEZ, C. (2018). Morfología y evolución glacial en el Macizo del Cornión (Picos de Europa, Montañas Cantábricas). *Cadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe*, XL (29-68).
- RUIZ-FERNÁNDEZ, J., GONZÁLEZ-DÍAZ, B., GALLINAR-CAÑEDO, D., GARCÍA-HERNÁNDEZ, C. (2021). The glaciers of the Central-Western Asturian Mountains. En: Oliva, M., Palacios, D., Fernández-Fernández, J.M. (Eds.), *Iberia, Land of Glaciers. How The Mountains Were Shaped By Glaciers*. Amsterdam, Ed. Elsevier. DOI:10.1016/B978-0-12-821941-6.00013-X
- RUIZ-FERNÁNDEZ, J., OLIVA, M., CRUCES, A., LOPES, V., FREITAS, M.C., ANDRADE, C., GARCÍA-HERNÁNDEZ, C., LÓPEZ-SÁEZ, J.A., GERALDES, M. (2016). Environmental evolution in the Picos de Europa (Cantabrian Mountains, SW Europe) since the Last Glaciation. *Quaternary Science Reviews*, CXXXVIII (87-104).
- RUIZ-FERNÁNDEZ, J., POBLETE, M.A., SERRANO-MUELA, P., MARTÍ-BONO, C., GARCÍA-RUIZ, J.M. (2009). Morphometry of glacial cirques in the Cantabrian range (Northwest Spain). *Zeitschrift für Geomorphologie N. F.*, LIII (47-68).
- SANTOS, J., REDONDO, J.M., GONZÁLEZ-GUTIÉRREZ, R.B., GÓMEZ-VILLAR, A. (2013). Applying the AABR method to reconstruct equilibrium-line altitudes from the last glacial maximum in the Cantabrian Mountains (SW Europe). *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, CC-CLXXXVII (185-199).
- SERRANO, E., GONZÁLEZ-TRUEBA, J.J., GONZÁLEZ-GARCÍA, M. (2012) Mountain glaciation and paleoclimate reconstruction in the Picos de Europa (Iberian Peninsula, SW Europe). *Quaternary Research*, LXXVIII (303-314).
- SERRANO, E., GONZÁLEZ-TRUEBA, J.J., PELLITERO, R., GONZÁLEZ-GARCÍA, M. Y GÓMEZ-LENDE, M. (2013). Quaternary glacial evolution in the Cantabrian Mountains (Northern Spain). *Geomorphology*, CXCVI (65-82).
- STICKEL, R. (1929). Observaciones de morfología glacial en el NO de España. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, XXIX (297-313).
- VALCÁRCCEL, M. (1995). Aportaciones al estudio de los procesos glaciares y periglaciares en Galicia (NW Península Ibérica): estado de la cuestión. En: Pérez, A.; Martínez, A. Pub. (Coords.), *Avances en la reconstrucción paleoambiental de las áreas de montaña lucense. Cap. I.I Monografías G.E.P.* Lugo: Diputación Provincial de Lugo.
- VALCÁRCCEL, M., PÉREZ-ALBERTI, A. (2002A). Un ejemplo de glaciarismo de baja cota en el NW de la Península Ibérica: el valle de Queixadoiro. In: Serrano, E., García, A., Morales, J.C., Ortega, M.Y. (Coords.), *Estudios recientes en Geomorfología. Patrimonio, montaña y dinámica territorial*. Valladolid: Universidad de Valladolid.
- VALCÁRCCEL, M., PÉREZ-ALBERTI, A. (2002B). La glaciación finpleistocena en el sector noroccidental de las montañas leonesas: la Sierra de los Ancares. En: Redondo Vega, J.M., Gómez Villar, A., González Gutiérrez, R.B., Carrera Gómez, P. (Coords.), *El modelado de origen glacial en las montañas leonesas*. León: Universidad de León.
- VALCÁRCCEL, M., PÉREZ-ALBERTI, A. (2021). The glaciers in Western Galicia. En: Oliva, M., Palacios, D., Fernández-Fernández, J.M. (Eds.), *Iberia, Land of Glaciers. How The Mountains Were Shaped By Glaciers*. Amsterdam, Ed. Elsevier. DOI:10.1016/B978-0-12-821941-6.00017-7
- VALCÁRCCEL, M., PÉREZ-ALBERTI, A., RODRÍGUEZ GUTIÁN, M.A. (1996A). Aportaciones al conocimiento del glaciarismo pleistoceno en la vertiente norte de la Serra de Airibio (NW Ibérico): implicaciones paleoambientales. En: Pérez, A.; Martínez, A. Pub. (Coords.), *Avances en la reconstrucción paleoambiental de las áreas de montaña lucense. Cap. I.I Monografías G.E.P.* Lugo: Diputación Provincial de Lugo.

- VALCÁRCEL, M., RODRÍGUEZ GUITIÁN, M.A., PÉREZ-ALBERTI, A. (1996B). Dinámica glaciar pleistocena del complejo Porcarizas-Valongo (Serra dos Ancares, N.W. Ibérico). En: Pérez, A.; Martínez, A. Pub. (Coords), *Avances en la reconstrucción paleoambiental de las áreas de montaña lucense. Cap. I.I Monografías G.E.P.* Lugo: Diputación Provincial de Lugo.
- VERA REBOLLO, F., BAÑOS, C. (2003). La dimensión territorial del turismo: Los objetos de la ordenación territorial de áreas turísticas: la definición del sistema turístico. En M. Simancas (Coord.), *La planificación y gestión territorial del turismo* (pp. 51-84). Barcelona: Síntesis.
- VIDAL ROMANÍ, J.R., YEPES TEMIÑO, J., RODRÍGUEZ MARTÍNEZ CONDE, R. (1998). Evolución geomorfológica del macizo Hespérico Peninsular. Estudio de un sector comprendido entre las provincias de Lugo y Ourense (Galicia, NW de España). *Cadernos de Laboratorio Xeolóxico de Laxe*, XXIII (165-199).
- VIDAL-ROMANÍ, J.R., FERNÁNDEZ MOSQUERA, D., MARTÍ, K., FERREIRA, A.B. (1999). Nuevos datos para la cronología glaciar pleistocena en el NW de la Península Ibérica. *Cadernos de Laboratorio Xeolóxico de Laxe*, XXIV (7-29).

ESTRUCTURAS ESPACIALES URBANAS Y EMISIONES DE CO₂ UN ANALISIS EMPÍRICO EN LAS CIUDADES DE 7 PAÍSES LATINOAMERICANOS

URBAN SPATIAL PATTERNS AND CO₂ EMISSIONS

AN EMPIRICAL ANALYSIS OF 7 LATIN AMERICAN COUNTRIES

Rafael Van Der Borgh¹ - Montserrat Pallares Barbera¹

¹ Universitat Autònoma de Barcelona – Departamento de Geografía

vdb.rafael@gmail.com (ORCID: 0000-0002-4237-0996); Montserrat.Pallares@uab.cat

Resumen

Las ciudades compactas son frecuentemente mencionadas como una opción para reducir las emisiones de CO₂. Sin embargo, en los entornos urbanos de América Latina, una mayor densidad poblacional podría exacerbar los efectos de congestión que ya afectan algunas ciudades y producir impactos inciertos en las emisiones. Para entender mejor la relación entre emisiones de CO₂ y estructuras espaciales urbanas esta comunicación desarrolla un enfoque metodológico que combina rejillas poblacionales y emisiones de CO₂ espacialmente desagregadas con el fin de evaluar sistemáticamente las emisiones de 635 ciudades distribuidas en 7 países latinoamericanos. Usando un modelo de datos de panel con dependencia espacial se estiman luego las elasticidades de emisiones a nivel de ciudad. Se evidencia que cuando la población de una ciudad aumenta un 1%, sus emisiones de CO₂ se disparan un +2,48% *ceteris paribus*. Sin embargo, el impacto neto asociado al crecimiento poblacional depende de los patrones de expansión espacial de las ciudades: si el crecimiento poblacional se hace mediante densificación, el incremento de las emisiones es reducido en un 0.72% por cada aumento de un 1% en los niveles de densidad de la ciudad. Esto señala que, si los patrones de expansión espacial prevalecientes en las ciudades latinoamericanas no son alterados, las emisiones de las ciudades aumentarán casi dos veces más rápido que la población urbana.

Palabras clave: Emisiones urbanas, estructuras espaciales, ciudades compactas

Abstract

Compact cities are frequently mentioned as an option to curb CO₂ emissions. However, in Latin America urban settings, higher population density could exacerbate congestion effects already affecting some cities, resulting in uncertain impacts on CO₂ emissions. To better understand the relationship between CO₂ emissions and ur-

ban spatial structures, a methodology combining population grids and spatially disaggregated CO₂ emissions is developed to systematically evaluate emissions at the city level. With a new dataset covering 635 cities across 7 countries, a panel data model with spatial dependence is then developed. Results show that when city's population is increased by 1%, its CO₂ emissions jump by +2.48%. However, the net CO₂ impact of this population growth depends on the spatial expansion patterns of cities: if this population growth is conducive to higher density levels, emissions are reduced by 0.72% for every 1% increase in city density levels. Without changes to the prevailing spatial expansion patterns of Latin American cities, CO₂ emission will increase almost twice as fast as urban population.

Keywords: urban emissions, spatial patterns, compact cities

1. CONTEXTO Y MOTIVACIÓN

Mientras que la mayoría de la humanidad ha vivido en zonas rurales y pequeños asentamientos urbanos desde la Antigüedad hasta el siglo XIX, en tan solo 200 años, más de la mitad de la población mundial ha pasado a vivir en zonas urbanas (UNDESA, 2018). En consecuencia, el suelo urbano se ha expandido masivamente, en particular durante el periodo 1970–2010 donde ha crecido a nivel superior o igual al incremento de la población urbana en todas las regiones (Güneralp et al., 2020). Esta rápida evolución ha impactado el medio ambiente a través de un amplio rango de efectos que van desde la pérdida de tierras agrícolas (Chen et al. 2020) hasta la reducción de la disponibilidad de agua dulce (Mc Donald et al. 2019), o la destrucción de biodiversidad y sumideros de carbono (Seto et al., 2012). Sin embargo, las ciudades también han fomentado las economías de aglomeración y desempeñan un papel fundamental para mejorar la productividad y fomentar la innovación, lo que a su vez repercute positivamente en el desarrollo económico y social (Ahlfeldt y Pietrostefani, 2017). En las próximas décadas, se anticipa que el suelo urbano siga expandiéndose (Gao y O'Neill, 2020), consolidando así el papel de las zonas urbanas como motor principal del nexo entre medio ambiente y sociedad.

Para mantener el aumento de la temperatura muy por debajo de los 20C es necesario reducir las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero (GEI) en un 45% respecto a los niveles de 2010 para 2030 y alcanzar la neutralidad del carbono para 2050 (IPCC, 2018). La forma en que la humanidad se asiente durante la próxima década tendrá, por lo tanto, un impacto decisivo en las trayectorias de las emisiones globales. Las ciudades ya son responsables de alrededor del 75% del consumo mundial de energía primaria (UN Habitat, 2016). Sin embargo, el desempeño individual de las ciudades en términos de emisiones de carbono es muy heterogéneo. El desarrollo urbano compacto, por ejemplo, ha surgido como una opción que podría reducir las emisiones de GEI mediante la racionalización del consumo de energía, la optimización del transporte y la limitación de la expansión urbana.

En EE. UU., Lee y Lee (2014) han evidenciado que duplicar la densidad de población de las 125 mayores áreas metropolitanas supondría una reducción del 35% y el 48% de las emisiones de CO₂ de la vivienda y del transporte, respectivamente. Un

análisis detallado del Área Metropolitana de Barcelona también ha revelado cómo la forma urbana es el principal impulsor de las variaciones de la huella ecológica entre los 163 municipios que la conforman (Muñiz y Galindo, 2005). Sin embargo, estudios recientes han adoptado un enfoque más amplio y han encontrado resultados matizados. Utilizando metodologías que desagregan espacialmente las emisiones nacionales a través de imágenes de luz nocturna captadas mediante satélites (NTL por sus siglas en inglés), Ou et al. (2019) han estudiado todas las ciudades de China continental y han encontrado que los beneficios de una mayor densidad en términos de emisiones de CO2 dependen del nivel de desarrollo de la ciudad. Utilizando un enfoque similar basado en el NTL, Zhou et Wang (2018) destacaron cómo el aumento del grado de acoplamiento entre estructuras urbanas y organización del tráfico -y no la densidad por sí sola- reducen las emisiones de CO2 a nivel de ciudad.

A nivel mundial, solo unas pocas ciudades disponen de inventarios de emisiones de GEI y estos suelen presentar alcances y coberturas diferentes, lo que dificulta la comparabilidad entre ciudades, regiones y países (Mia et al., 2019). Como resultado, el alcance de la literatura existente está limitado por escasez de datos, así como por cuestiones metodológicas relacionadas con la delimitación de las ciudades. Los estudios existentes que han recurrido a los datos de inventarios de emisiones a nivel de ciudad se han centrado en un conjunto reducido de ciudades que muestran patrones espaciales y niveles de desarrollo relativamente homogéneos. Por otra parte, los estudios más recientes que han utilizado imágenes satelitales para distribuir espacialmente las emisiones de carbono han limitado el alcance de su investigación a un solo país debido a la dificultad de comparar “ciudades” entre países: las zonas urbanas se definen a nivel nacional y los criterios varían significativamente entre geografías. La ausencia de un análisis internacional a gran escala de la relación entre estructuras espaciales urbanas y emisiones de CO2 en diferentes contextos socava nuestra comprensión de los principales impulsores de la eficiencia carbono en ciudades. También limita nuestra capacidad para informar las políticas de desarrollo urbano bajo en carbono en entornos con capacidades de gobernanza más débiles como, por ejemplo, América Latina.

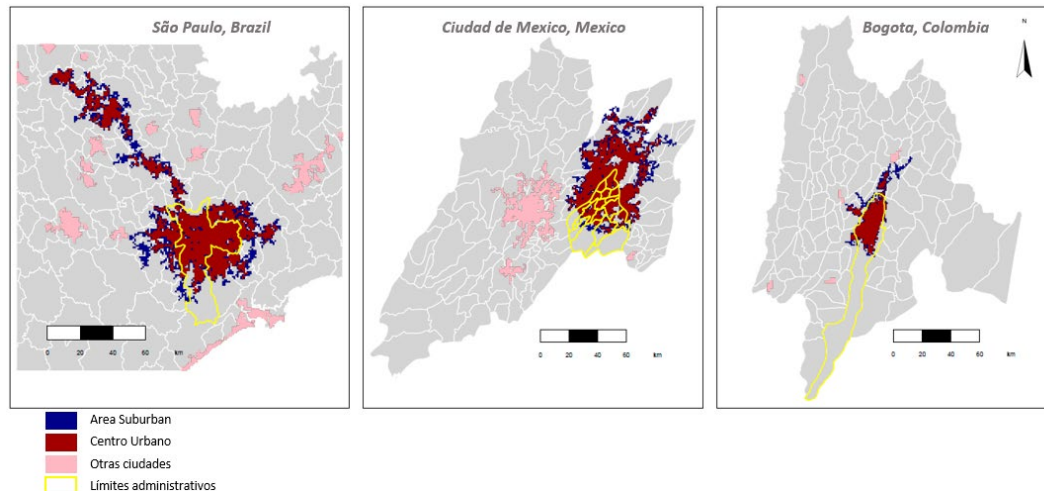
Para llenar este vacío, recurrimos a nuevas fuentes de datos derivadas de imágenes satelitales con el fin de desarrollar una metodología que nos permita evaluar sistemáticamente las emisiones urbanas. Este enfoque metodológico se detalla en la siguiente sección y es clave para subsanar las deficiencias de los estudios anteriores, ya que permite compilar métricas a nivel de ciudad en varios países, teniendo en cuenta tanto los centros urbanos como las zonas suburbanas de las afueras. Aplicamos esta metodología a siete países latinoamericanos (México, Brasil, Argentina, Chile, Perú, Ecuador y Colombia) que en conjunto representan el 76% de las emisiones de GEI de la región América Latina y el Caribe. Luego, construimos un modelo de panel espacial para cuantificar la relación entre estructuras espaciales urbanas y emisiones de CO2. Nuestros resultados muestran que, en promedio, cuando una ciudad latinoamericana aumenta su densidad un 10%, reduce sus emisiones de CO2 en un 7,2%. También exploramos la heterogeneidad de estos efectos en función del nivel de población de la ciudad y encontramos que los beneficios climáticos asociados a la densidad se reducen conforme aumenta la población de la ciudad. La sección 3 presenta los resultados de estos análisis estadísticos.

2. METODOLOGÍA

1.1. La definición de ciudades y las estructuras espaciales urbanas

Para poder evaluar si las estructuras espaciales urbanas tienen un impacto en las emisiones de CO₂ a nivel de ciudad, utilizamos primero el concepto de “grado de urbanización” para delimitar las ciudades de forma sistemática en todos los países (Dijkstra et al. 2020). Esta metodología ha sido respaldada por las Naciones Unidas en marzo de 2020 (UN Statistical Commission, 2020) para delinear zonas urbanas a nivel internacional. De acuerdo con esta metodología, los centros urbanos son clúster de población que cumplen con el doble criterio de una densidad mínima de 1.500 personas/km² y una población total de al menos 50.000 habitantes. Aquí consideramos que las ciudades están formadas por estos centros urbanos y sus áreas adyacentes semidensas, lo que pretende captar las áreas suburbanas y las afueras en el entorno inmediato de los centros urbanos. Calibramos un algoritmo con estas características y lo aplicamos a las rejillas poblacionales (i.e. *population grid*) del Global Human Settlements Population Layers (EU-GHSL) con una resolución de 1km² (proyección mundial de Mollweide) para los años 2000 y 2015 (ver Florczyk et al., 2019 para más detalle sobre esta rejilla). Disponer de una definición coherente de la extensión urbana permite comparar objetivamente las ciudades de los 7 países de interés para los años 2000 y 2015. Como se ilustra en la figura 1, este enfoque pone de manifiesto el desfase entre límites administrativos urbanos (en amarillo) y distribución de la población urbana (en rojo y azul). El uso de los límites administrativos sesgaría la evaluación de los patrones urbanos, mientras que el enfoque propuesto se basa la distribución espacial de la población, lo cual representa mejor la realidad socioeconómica y las interrelaciones funcionales de las ciudades. Por último, la inclusión de zonas urbanas semidensas adyacentes a los centros urbanos es una característica clave para captar los posibles efectos de deslocalización hacia las zonas periféricas relacionados con mayores niveles de densidad en los centros urbanos. Nuestra muestra final incluye 635 ciudades, que van desde pequeñas áreas urbanas (es decir, 50.000 personas en 2015, según la definición de “grado de urbanización”) hasta gigantescas megalópolis (más de 20 millones para Sao Paulo y Ciudad de México). En base a esta definición de ciudades caracterizamos sus estructuras espaciales mediante dos indicadores: (i) la densidad y (ii) la forma urbana. Estos indicadores definen colectivamente las estructuras espaciales urbanas.

Figura 1. Las ciudades según el “grado de urbanización” VS los límites administrativos



Fuente: Elaboración propia en base a EU-GHSL

La compacidad de las ciudades es usualmente evaluada a través de la densidad poblacional, que suele medirse como la relación entre población y superficie urbana total. Sin embargo, en este estudio, seguimos a Jedwab et al. (2021) y utilizamos la superficie construida (i.e. *built-up*) en lugar de la superficie urbana total para evaluar la densidad. Los datos de superficie construida se extraen del producto GHS-BUILT con una resolución de 1 km², que proporciona una medida de la superficie construida en cada celda (como % de la superficie total, ver Florczyk et al., 2019). Optamos por la superficie edificada porque consideramos que es un mejor indicador que la superficie total de la ciudad para medir la “habitabilidad” asociada a un determinado nivel de densidad poblacional. De hecho, en contextos latinoamericanos, las ciudades que presentan una elevada relación personas/área reflejan dos realidades distintas: una primera en la que la alta densidad de población se asocia con numerosos edificios e infraestructuras, lo que presumiblemente produce niveles de densidad más “habitables”; una segunda en la que la alta densidad de población se combina con pocas estructuras construidas y/o de mala calidad –como puede ser el caso de los barrios marginales–, lo que sugiere un área superpoblada con niveles de densidad potencialmente menos habitables. El uso de la tradicional relación personas/área nos impediría diferenciar entre estos dos tipos de densidad. Con el fin de garantizar la robustez del análisis calculamos dos medidas de densidad, denominadas Densidad y “Densidad tradicional” (véase ecuaciones 1 y 2) pero usaremos el indicador basado en la relación personas/superficie construida como indicador de referencia.

$$Densidad_{i,t} = \sum \frac{Población_{i,t}}{Superficie\ construida_{i,t}} \quad (1)$$

$$Traditional\ Density_{i,t} = \sum \frac{Población_{i,t}}{Area\ total_{i,t}} \quad (2)$$

Otra característica espacial que puede influir en el nivel de emisiones de CO₂ de una ciudad es su forma. Las ciudades que experimentan una expansión urbana rápi-

da y mal planificada son más propensas a mostrar una forma compleja y/o accidentada. Las formas urbanas complejas pueden complicar el transporte urbano, ya que los desplazamientos urbanos tienden a concentrarse en torno a un menor número de nodos, lo que a su vez puede aumentar los efectos de la congestión y, en definitiva, las emisiones de CO₂. No obstante, también se podría plantear la hipótesis de que las formas urbanas complejas son lo propio de ciudades policéntricas, en las cuales las necesidades de largos transportes de un lado a otro de la ciudad son menos necesarias, lo que *in fine* conduce a una reducción de las emisiones urbanas. Para evaluar el impacto de la forma urbana en las emisiones de CO₂ calculamos un índice de forma urbana (i.e. *shape index*) para cada ciudad de nuestra muestra. Este índice describe la relación entre el perímetro real de la ciudad y el perímetro mínimo hipotético de una ciudad de mismo tamaño según la ecuación 3. El perímetro mínimo es igual al perímetro de una ciudad totalmente cuadrada. El índice es igual a uno para las ciudades cuadradas de cualquier tamaño y aumenta sin límite con formas urbanas geométricamente más complejas (es decir, menos cuadradas).

$$\text{Índice de forma}_{i,t} = \frac{\text{Perímetro}_{i,t}}{\text{Perímetro Min.}_{i,t}} \quad (3)$$

Con el $\text{Perímetro}_{i,t}$ el perímetro en metros de la ciudad y $\text{Perímetro Min.}_{i,t}$ el perímetro de un área de mismo tamaño, pero perfectamente cuadrada.

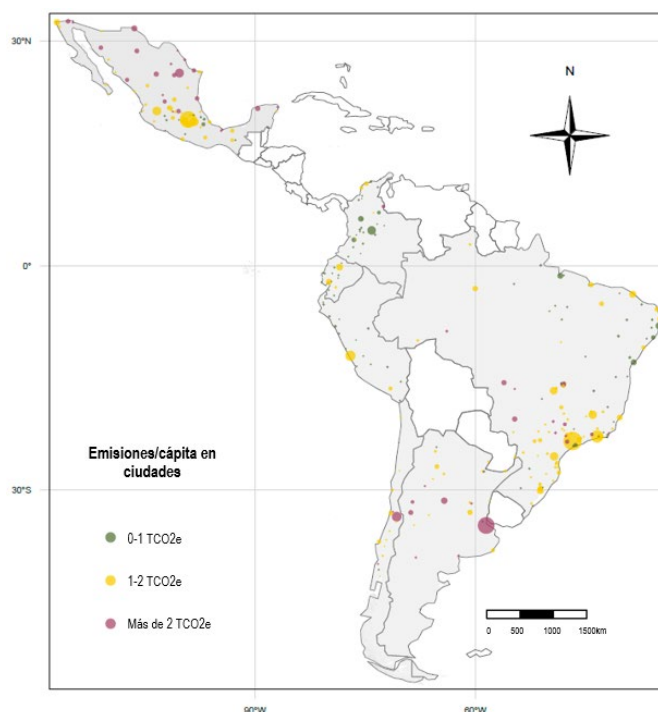
Una última característica clave que determina en gran medida las estructuras espaciales urbanas es la capacidad de aplicar con éxito las políticas de planificación urbana. Dado que no disponemos de datos comparables sobre estas dimensiones en toda la muestra de nuestras ciudades, calculamos el PIB/cápita a nivel de ciudad como una aproximación a dimensiones como la capacidad reguladora e institucional, así como la calidad de la planificación urbana. Para ello, utilizamos la desagregación espacial del PIB proporcionada por Kummur et al. (2007) y superponemos nuestra capa de ciudades definida según nuestro enfoque basado en población con esta capa de PIB. El PIB a nivel de ciudad se obtiene mediante estadísticas zonales, sumando el PIB asociado a cada píxel que se encuentra dentro de los límites de cada ciudad.

1.2. Las emisiones urbanas

En América Latina, al igual que a nivel global, la información proporcionada a través de los inventarios de emisiones de GEI a nivel de ciudad –cuando existe– es discontinua, de diferentes alcances y a veces inconsistente. En segundo lugar, la estimación de las emisiones de GEI a nivel de ciudad depende de la propia definición de ciudad. Los inventarios de emisiones de GEI de muchas ciudades se han realizado a partir de los límites administrativos de las ciudades y/o de las regiones metropolitanas que delimitan estas áreas urbanas. Como ya se ha mencionado, estos límites administrativos rara vez se corresponden con la realidad socioeconómica y las interrelaciones funcionales de las ciudades. Por lo tanto, el uso de inventarios limitaría significativamente el alcance de nuestro estudio y podría sesgar las estimaciones de las emisiones al no reflejar con exactitud la distribución espacial de la población.

Como metodología alternativa a los inventarios de emisiones, varios autores han utilizado imágenes de luz nocturna para desagregar espacialmente los inventarios nacionales de emisiones. Aprovechando este amplio cuerpo de literatura, aquí hacemos uso del producto ODIAC que distribuye espacialmente las emisiones de combustibles fósiles con una resolución de 1km² (Oda et al., 2018). Nuestra metodología estima las emisiones de las ciudades como aquellas que son producto de actividades alimentadas por combustibles fósiles que ocurren dentro de los límites de las ciudades. La figura 3 resume los niveles de emisiones de CO₂ per cápita estimadas a nivel de ciudad según esta metodología.

Figura 3. Las emisiones de CO₂ per cápita estimadas para las ciudades de 7 países latinoamericanos



Fuente: Elaboración propia

Nota: solo se representan las ciudades de más de 120,000 personas; el tamaño del círculo es proporcional a la extensión espacial de la ciudad.

Las emisiones de las ciudades muestran una correlación espacial con un I de Moran global estimado en 0,14 en 2015 y significativo al nivel de confianza del 1% (basado en una matriz de vecinos que consideran las 5 ciudades más cercanas geográficamente). Esto confirma que las ciudades con un nivel similar de emisiones están situadas más cerca unas de otras. Además, realizamos un análisis del Indicador Local de Asociación Espacial (LISA por sus siglas en inglés) que revela un doble patrón de autocorrelación espacial local: la agrupación de ciudades con emisiones superiores a la media se distribuye principalmente a lo largo de las praderas del sur de Brasil y norte de Argentina y alrededor del valle central de México. Por otro lado, las ciudades con niveles de emisiones per cápita inferiores a la media se agrupan en la región andina a lo largo de la costa del Pacífico y en el norte de Brasil. Estos resultados recuerdan

la primera ley de la Geografía de Tobler, que afirma que “*todo está relacionado con todo, pero las cosas cercanas están más relacionadas que las lejanas*”. Tomar en cuenta esta dependencia espacial es crucial para desentrañar los impactos causales de las estructuras espaciales en las emisiones de CO₂ y asegurar estimaciones no sesgadas (Anselin, 1988).

3. ESTIMACIÓN DE LA RELACION ESTRUCTURA ESPACIAL URBANA Y EMISIONES DE CO₂

Para evaluar el impacto de las estructuras espaciales en las emisiones de CO₂ de las ciudades, desarrollamos un modelo de panel espacial que se basa en el modelo STIR-PAT (Impactos Estocásticos por Regresión sobre Población, Afluencia y Tecnología). Este modelo ha sido ampliamente utilizado y se inspira en la ecuación de Kaya (véase York et al., 2003, para una presentación detallada). En este caso, tratamos de explicar las emisiones de CO₂ a nivel de ciudad a través de la población de la ciudad, la afluencia de la ciudad (i.e. el PIB/cápita) y nuestro conjunto de indicadores sobre estructuras espaciales detallados en la sección anterior. Nuestro modelo tiene la siguiente forma:

$$\ln Y_{i,t} = \lambda \sum_{j \neq i} W_{ij} Y_{j,t} + \beta_1 \ln \text{población}_{i,t} + \beta_2 \ln \text{PIB/cap}_{i,t} + \beta_3 \text{Densidad}_{i,t} + \beta_4 \ln \text{forma urb.}_{i,t} + \omega_i + \varepsilon_{i,t}$$

$\ln Y_{i,t}$ denota el logaritmo natural de las emisiones de CO₂ de la ciudad i en el año t , W_{ij} la matriz de vecinos estandarizada por filas utilizada para calcular el retraso espacial de las emisiones de las ciudades y λ el parámetro de este retraso espacial, que refleja la fuerza y la dirección de la autocorrelación espacial entre una ciudad y sus vecinos geográficos indicada en la sección anterior. $\ln \text{población}_{i,t}$ es la población transformada en logaritmos de la ciudad i en el año t , mientras que $\ln \text{PIB/cap}_{i,t}$ representa el logaritmo natural del Producto Interior Bruto (PIB) per cápita de la ciudad i en el año t . Las estructuras espaciales urbanas se evalúan mediante la densidad y el índice de forma urbana, ambos transformados en logaritmos. Por último, son efectos fijos de ciudad que captan la heterogeneidad invariante no observada como por ejemplo las características geográficas, los factores culturales o las condiciones climáticas imperantes. Los efectos fijos de ciudad limitan el sesgo por variables omitidas y son primordiales para estimar un vínculo de causalidad. Como nuestras variables están transformadas en logaritmos, los parámetros estimados pueden interpretarse como elasticidades de las emisiones de CO₂ a nivel de ciudad.

Tabla 1. Resultados de las estimaciones STIRPAT

	Modelo de Panel Estático	Modelo de Panel Espacial	Panel Espacial (densidad tradi.)	Panel Espacial (reducido)
Ln Emisiones de CO2 Ciudad				
Factor Espacial λ		0.627 *** (0.027)	0.616 *** (0.019)	0.643 *** (0.018)
Ln Densidad Ciudad	-0.638 *** (0.168)	-0.268 *** (0.064)		-0.248 *** (0.045)
Ln Densidad Tradi.			-0.893 *** (0.105)	
Ln Índice de forma	-0.013 (0.135)	-0.152 (0.093)	-0.353 *** (0.070)	
Ln Población Ciudad	1.901 *** (0.139)	0.923 *** (0.074)	1.426 *** (0.091)	0.904 *** (0.050)
Ln PIB/cap. Ciudad	-2.274 *** (0.298)	-0.384 * (0.226)	-0.291 * (0.157)	0.014 (0.012)
Ln PIB/cap. Ciudad ²	0.145 *** (0.018)	0.025 * (0.013)	0.018 * (0.009)	
Dummy Ciudad	YES	YES	YES	YES
Observaciones	1,270	1,270	1,270	1,270
Individuos	635	635	635	635

La columna 1 de la tabla 1 presenta los resultados de la estimación de un modelo de panel estático que incluye la densidad de la ciudad (ratio personas/superficie construida) y el índice de forma de la ciudad como principales características de las estructuras espaciales, pero no considera la dependencia espacial de las emisiones entre ciudades. Se introduce el PIB/cápita de la ciudad junto con sus términos al cuadrado para captar mejor la relación no-lineal entre el PIB/cápita y las emisiones de CO2 a nivel de ciudad. La columna 2 es nuestro modelo de panel espacial de referencia: utiliza la misma especificación que en la columna 1 y agrega la difusión espacial de las emisiones entre ciudades como variable explicativa adicional. La columna 3 se basa en la misma especificación, pero usa la definición tradicional de densidad (ratio personas/superficie) como prueba de robustez. La columna 4 proporciona otra prueba de robustez empleando una forma reducida del modelo en la que se utiliza la densidad de la ciudad (personas/ superficie construida) como única característica de las estructuras espaciales.

En todas las especificaciones, el coeficiente asociado a densidad es negativo y altamente significativo, lo que indica que, en promedio, a mayor densidad menores emisiones de CO2 a nivel de ciudad, incluso tomando en cuenta la dependencia espacial de las emisiones entre ciudades vecinas. Curiosamente, el coeficiente asociado al índice de forma urbana es insignificante en nuestro modelo de referencia y sólo resulta significativo y negativo cuando se utiliza la definición tradicional de densidad (es decir, la columna 3). En esta regresión, el índice de forma urbana podría absorber parte de los efectos asociados a ciudades compactas, que no se contabilizan adecuadamente con la medida de densidad tradicional, como se ha comentado en la sección anterior. En cualquier caso, el índice de forma urbana tiene un impacto menos robusto que el indicador de densidad en términos estadísticos. Finalmente, el coeficiente lambda del factor de retraso espacial es positivo y significativo, lo que implica que el nivel de emisiones de CO2 de una ciudad tiene un impacto positivo en el nivel de emisiones de las ciudades vecinas. Esto confirma que las emisiones de CO2 a nivel de ciudad se ven afectadas por un proceso de difusión espacial, subrayando así que una ciudad no opera sola, sino que su rendimiento en materia de carbono también es el

resultado de las interacciones que tiene con el “sistema de ciudades” más amplio al que pertenece.

A partir del modelo de referencia de la columna 2, evaluamos cuantitativamente el impacto de cada variable explicativa sobre las emisiones de CO₂. Para ello, consideramos el proceso de interacción espacial capturado a través del coeficiente lambda y estimamos el efecto directo que un cambio en una variable explicativa puede producir en las emisiones de una ciudad determinada, así como el efecto indirecto que esta variación crea para las ciudades vecinas. El efecto total presentado en la tabla 2 corresponde a la media de los efectos directos y de retroalimentación producidos en todas las ciudades por un cambio en una variable explicativa. A excepción del índice de forma urbana, todos estos efectos son significativos al nivel de confianza del 1%.

Tabla 2. Elasticidades directas, indirectas y totales de las emisiones de CO₂ de las ciudades

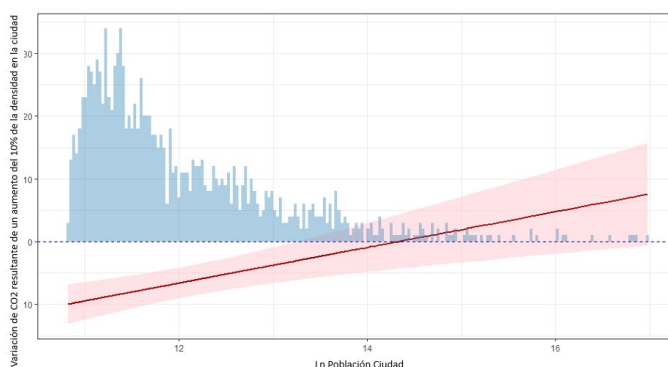
	Directo	Indirecto	Total
Ln Densidad	-0.30	-0.42	-0.72
Ln Forma	-0.17	-0.24	-0.41
Ln Población	1.02	1.46	2.48
Ln PIB/cap	-0.42	-0.61	-1.03
Ln PIB/cap ²	0.03	0.04	0.07

Nota: los errores estándar simulados indican que todas las variables son significativas excepto Ln Forma.

Los resultados indican que, en promedio, cuando la población de una ciudad aumenta un 1%, sus emisiones de CO₂ se disparan un +2,48%. Sin embargo, el impacto neto de CO₂ asociado a este crecimiento poblacional depende de los patrones de expansión espacial que prevalecen a nivel de la ciudad. Cuando el crecimiento poblacional de la ciudad se traduce por un aumento de densidad de un 1%, las emisiones de CO₂ se reducen un 0,72%. Por otro lado, el impacto marginal del PIB/cápita de la ciudad sobre las emisiones sigue una curva en forma de U en la que un mayor PIB/cápita de la ciudad primero reduce el nivel de emisiones, aunque este efecto se invierte rápidamente y, para más del 90% de las ciudades de nuestra muestra, un mayor PIB/cápita implica mayores emisiones a nivel de la ciudad.

Resulta interesante usar estos resultados para evaluar el impacto climático del crecimiento urbano en Latinoamérica en la próxima década. Nuestros parámetros indican que un aumento del 10% de la población de una ciudad conducirá a un incremento de sus emisiones del 24%. Ahora bien, entre 2000 y 2015, para la muestra de 635 ciudades, un aumento del 10% de la población de la ciudad se acompaña en promedio de un incremento promedio de la densidad del 7.1%. Esto implica que, bajo los patrones de expansión espacial de las ciudades latinoamericanas, se produce un “ahorro de carbono” de aproximadamente el -5.1% ($-0,72 \times 7.1$). El aumento del 10% de la población de la ciudad resultará por lo tanto en un incremento neto de las emisiones urbanas de aproximadamente +19% (24-5). En otras palabras, si no se altera el actual modelo de desarrollo urbano, las emisiones de las ciudades aumentarán dos veces más rápido que la población de esta misma ciudad.

Figura 4. Impacto marginal de un aumento del 10% de la densidad en las emisiones de CO2 de la ciudad, en función de la población total de la ciudad



Nota: el histograma azul representa la distribución de la población de las 635 ciudades de la muestra.

Por último, exploramos la heterogeneidad de los efectos asociados a una mayor densidad con el fin de identificar las ciudades donde el aumento de esta última tiene mayor impacto en las emisiones. Para ello, introducimos un término de interacción para capturar cómo varían las elasticidades de CO2 de la densidad según la población total de la ciudad y la figura 4 presenta la estimación de este coeficiente estimado con nuestro modelo de referencia (columna 2), así como la distribución de la población de las ciudades de nuestra muestra. Al interactuar el efecto asociado a densidad con la población de la ciudad, destaca que, para las ciudades pequeñas (i.e. población de aproximadamente 100.000 personas), un aumento del 10% de la densidad resulta en una reducción de aproximadamente el -8.1% en las emisiones de la ciudad. Sin embargo, a medida que aumenta la población de la ciudad, el “ahorro de carbono” obtenido gracias a una mayor densidad se reduce paulatinamente y es estadísticamente insignificante cuando la población de la ciudad se aproxima al millón de habitantes. Esto sugiere que, para las grandes ciudades, un aumento de la densidad podría exacerbar los efectos de la congestión ya existentes y tener efectos poco claros en términos de emisiones de CO2. Sin embargo, en el caso de las ciudades pequeñas e intermedias que constituyen el grueso de nuestra muestra (el 75% de las ciudades tienen un nivel de Ln población inferior a 12,52), y que se espera sean las que experimenten el mayor crecimiento urbano durante la próxima década, los beneficios de una mayor densidad siguen siendo claros y subrayan la necesidad de limitar la futura expansión del suelo urbano para contribuir a un desarrollo con bajas emisiones de carbono.

4. CONSIDERACIONES FINALES

Esta comunicación proporciona evidencia de que, para 635 ciudades distribuidas en 7 países de América Latina, la densidad tiene un impacto significativo y negativo en las emisiones de CO2 de las ciudades. Estos hallazgos están alineados con estudios previos y confirman que las estructuras espaciales de las ciudades impactan significativamente las emisiones urbanas. Sin embargo, también encontramos que el impacto de la densidad es diferenciado según la población total de la ciudad: para ciudades pe-

queñas es sumamente relevante, pero deja de ser estadísticamente significativa para ciudades de más de 1 millones de habitantes. Las ciudades pequeñas e intermedias, donde se espera que el ritmo de crecimiento de la población urbana sea el más alto durante la próxima década, serán áreas claves para limitar el crecimiento de las emisiones en América Latina. De cara al futuro, el papel que puede desempeñar la planificación territorial para frenar las emisiones de CO₂ será primordial: si no se altera el actual modelo de desarrollo urbano, limitando la expansión espacial y aumentando la densidad de las ciudades, el incremento de emisiones urbanas será aproximadamente dos veces más rápido que el aumento poblacional.

REFERENCIAS

- AHLFELDT, G.M. AND PIETROSTEFANI, E. (2017). The compact city in empirical research: A quantitative literature review. *SERC Discussion Papers 02015*, Spatial Economics Research Centre, LSE
- ANSELIN, L. (1988). *Spatial Econometrics: Methods and Models* (Volume 4), Springer Nature
- CHEN, G., LI, X., LIU, X. ET AL. (2020). Global projections of future urban land expansion under shared socioeconomic pathways. *Nat Commun* 11, 537 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14386-x>
- DIJKSTRA, L. FLORCZYK, A. J. FREIRE, S. KEMPER, T. MELCHIORRI, M. PESARESI, M. SCHIAVINA, M. (2020). Applying the Degree of Urbanisation to the globe: A new harmonised definition reveals a different picture of global urbanisation. *Journal of Urban Economics*, 103312, <https://doi.org/10.1016/j.jue.2020.103312>
- FLORCZYK A.J., CORBANE C., EHRLICH D., FREIRE S., KEMPER T., MAFFENINI L., MELCHIORRI M., PESARESI M., POLITIS P., SCHIAVINA M., SABO F., ZANCHETTA L. (2019). GHSL Data Package 2019. EUR 29788 EN, Luxembourg
- GAO J., O'NEILL B., 2020. MAPPING GLOBAL URBAN LAND FOR THE 21ST CENTURY WITH DATA-DRIVEN SIMULATIONS AND SHARED SOCIOECONOMIC PATHWAYS. *NATURE COMMUNICATIONS* 11:2302,
- GÜNERALP B., ET AL. (2020). Trends in urban land expansion, density, and land transitions from 1970 to 2010: a global synthesis. *Environ. Res. Lett.* 15 044015, <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6669>
- IPCC. 2018. SUMMARY FOR POLICYMAKERS. IN: *GLOBAL WARMING OF 1.5°C*. WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION, GENEVA, SWITZERLAND, 32 PP.
- JEDWAB, R., PRAKASH L., AND ANTHONY Y. (2021). Comparing cities in developed and developing countries: Population, land area, building height and crowding. *Regional Science and Urban Economics*, vol. 86(C).
- KUMMU, M., TAKA, M. & GUILLAUME, J. (2018). Gridded global datasets for Gross Domestic Product and Human Development Index over 1990–2015. *Sci Data* 5, 180004. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.4>
- LEE, S. LEE, B. (2014). The influence of urban form on GHG emissions in the U.S. household sector. *Energy Policy*, 68 (2).
- MCDONALD, R. I. ET AL. (2011). Urban growth, climate change, and freshwater availability. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 108, 6312–6317.
- MIA, P., HAZELTON, J., GUTHRIE, J. (2019). Greenhouse gas emissions disclosure by cities: the expectation gap. *Sustainability Accounting, Management and Policy Journal*, 2040–8021.

- MUNIZ, I. GALINDO, A. (2005). Urban form and the ecological footprint of commuting. The case of Barcelona. *Ecological Economics* 55, 499–514.
- ODA, T. MAKSYUTOV, S. AND ANDRES, R. J. (2018). The Open-source Data Inventory for Anthropogenic CO2, version 2016 (ODIAC2016): a global monthly fossil fuel CO2gridded emissions data product for tracer transport simulations and surface flux inversions. *Earth Syst. Sci. Data*
- OU, J. LIU, X. WANG, S. XIE, R. LI, X. (2019). Investigating the differentiated impacts of socioeconomic factors and urban forms on CO2 emissions: Empirical evidence from Chinese cities of different developmental levels. *Journal of Cleaner Production*, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.123>.
- SETO K. C., GÜNERALP B., HUTYRA L.R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools, *Proceedings of the National Academy of Sciences* Oct 2012, 109 (40) 16083–16088; DOI: 10.1073/pnas.1211658109
- UN STATISTICAL COMMISSION (2020). 51st Session. A recommendation on the method to delineate cities, urban and rural areas for international statistical comparisons. Retrieved from: <https://unstats.un.org/unsd/statcom/51st-session/documents/>
- UNDESA. (2018). World Urbanization Prospects: The 2018 Revision, Online Edition. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division.
- UN-HABITAT. (2016). Urbanization and Development Emerging Futures, World Cities Report. United Nations Human Settlements Programme
- YORK, R. ROSA, EA. DIETZ, T. (2003). STIRPAT, IPAT and ImpACT: analytic tools for unpacking the driving forces of environmental impacts. *Ecological Economics*, 46, 351–65.
- ZHOU, C. WANG, S.(2018). Examining the determinants and the spatial nexus of city-level CO2 emissions in China: A dynamic spatial panel analysis of China's cities. *Journal of Cleaner Production*, Volume171.

LA DESALINIZACIÓN Y LA DEPURACIÓN COMO FUNDAMENTOS DEL NUEVO CICLO DEL AGUA EN LAS ISLAS CANARIAS

DESALINATION AND TREATMENT AS FUNDAMENTALS OF THE NEW WATER CYCLE IN THE CANARY ISLANDS

José-León García Rodríguez

Departamento de Geografía e Historia de la Universidad de La Laguna, jleongarcia@ull.es

Código ORCID <https://orcid.org/0000-0002-2818-5348>

Resumen

La insuficiencia de recursos hídricos de las islas Canarias ha llevado desde el pasado a sus habitantes a la realización de obras para la canalización de los escasos manantiales y el almacenamiento del agua de las escorrentías para extender el regadío, en aquellas islas en las que las condiciones geológicas lo han permitido, además de impulsar la agricultura de secano en las medianías y la creación de sistemas agrarios propios de la aridez para posibilitar la producción de alimentos en otras áreas menos húmedas, en función de la creciente demanda de la población en un territorio limitado. Con posterioridad, al amparo de la Ley de Aguas de 1879, y hasta comienzos de los años ochenta del siglo xx, se promovió por la iniciativa privada la búsqueda de agua en el subsuelo, a la par que el desarrollo técnico y los recursos financieros lo hicieron posible, para incrementar la superficie del regadío, promover el desarrollo económico y mejorar el abastecimiento de la población. En algunas islas del archipiélago, a partir de los años setenta, y como consecuencia del agotamiento relativo de los acuíferos, se introdujo por parte de la Administración la desalación de agua de mar y la depuración de aguas residuales, con la finalidad de hacer frente a la creciente demanda de agua de los sectores turístico y urbano, y resolver los problemas ambientales derivados del deficiente saneamiento de las ciudades y áreas turísticas y de los vertidos al mar de aguas residuales. El estudio de esta última etapa es la que abordamos con mayor intensidad en este trabajo, la cual ha supuesto importantes inversiones públicas, cambios legislativos notables y la necesaria introducción de la planificación hidrológica a escala insular, como requisito de un mejor aprovechamiento de los recursos y herramienta para iniciar el camino de un modelo de explotación más sostenible, en consonancia con las indicaciones con la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea.

Palabras clave: agotamiento de los acuíferos, urbanización, desalinización, depuración, regeneración de aguas, nuevo ciclo hidrológico y consumo energético.

Abstract

The insufficiency of water resources in the Canary Islands has, since the past, led its inhabitants to carry out works for the channeling of the few springs and the storage of runoff water to extend irrigation, in those islands in which the conditions Geological factors have allowed it, in addition to promoting rainfed agriculture in the midlands and the creation of agrarian systems typical of aridity to enable food production in other less humid areas, based on the growing demand of the population in a limited territory. Subsequently, under the Water Law of 1879, and until the beginning of the eighties of the 20th century, the search for water in the subsoil was promoted by private initiative, along with technical development and financial resources. They made it possible, to increase the irrigated surface, promote economic development and improve the supply of the population. In some islands of the archipelago, starting in the 1970s, and as a consequence of the relative depletion of aquifers, the Administration introduced seawater desalination and wastewater treatment, in order to cope with the growing demand for water from the tourist and urban sectors, and solving environmental problems derived from poor sanitation in cities and tourist areas and from wastewater discharges into the sea. The study of this last stage is the one that we address with the greatest intensity in this work, which has involved important public investments, notable legislative changes and the necessary introduction of hydrological planning at the island scale, as a requirement of better use of resources and tool to start the path of a more sustainable exploitation model, in line with the indications of the European Union Water Framework Directive.

Keywords: depletion of aquifers, urbanization, desalination, purification, water regeneration, new hydrological cycle and energy consumption.

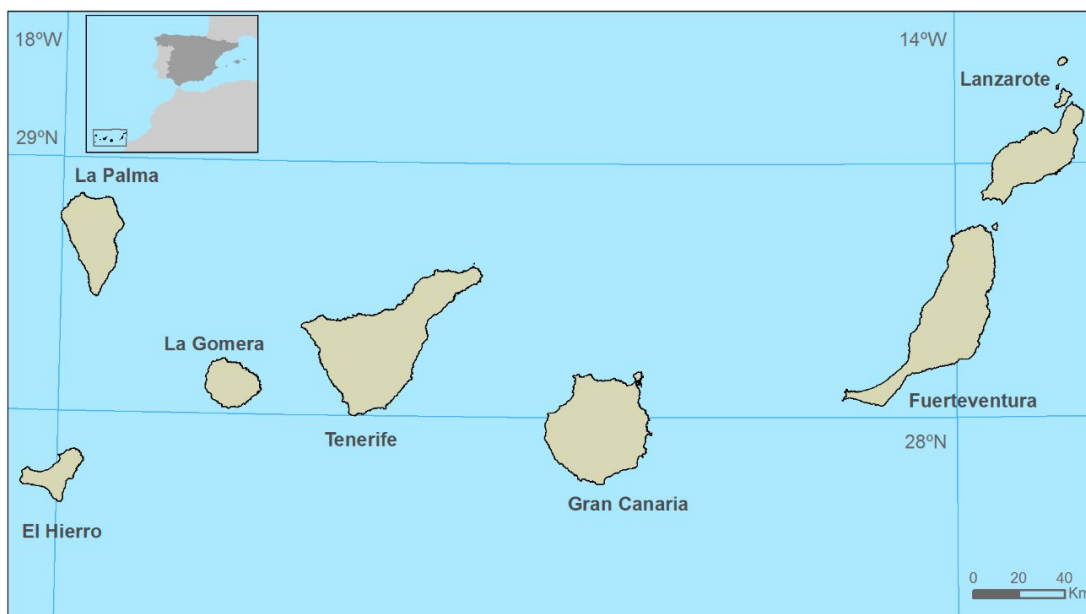
1. NATURALEZA DE LA ESCASEZ DE AGUA EN CANARIAS

Las islas Canarias están situadas en el extremo oriental del Atlántico medio, en el límite meridional de la zona templada, frente al desierto del Sáhara y en la trayectoria de los vientos alisios, generados por el anticiclón de las Azores (Figura 1), lo que suaviza sus temperaturas y aporta humedad ambiental, pero reduce sus precipitaciones. Debido a su emplazamiento subtropical, el archipiélago recibe en su conjunto una precipitación media de 325 mm, y menos de 200 mm en casi la mitad de su territorio, por lo que presenta grandes contrastes en el reparto de la misma a causa de la ubicación de las islas a lo largo de unos 500 km de oeste a este, en relación con el origen noroccidental de los principales flujos que producen las lluvias, y también con la diferente orientación y altitud del relieve de estas en la intercepción de los vientos alisios, que proceden del noreste. Por todo ello, la mayor pluviometría media la registra La Palma, que es la segunda isla más elevada, y está situada precisamente en la posición más noroccidental del archipiélago, con unos 740 mm de precipitación media; y la menor cuantía la recibe Fuerteventura, emplazada en el extremo suroriental y a menos de 100 km de la árida costa africana, con unos 120 mm de precipitación, siendo

la media de Tenerife de 425 mm, aunque existen en esta isla áreas elevadas, orientadas al noreste, que registran más de 1.000 mm al año (Marzol Jaén, 1988), que han contribuido activamente en el pasado geológico al aprovisionamiento del importante acuífero de la misma.

Debido al origen volcánico de los edificios insulares y a su génesis eruptiva espaciada en el tiempo, la configuración hidrogeológica de las Islas Canarias presenta una notable complejidad, a pesar de la limitada extensión insular, lo que presupone la existencia en su interior de distintos acuíferos, situados a diferentes niveles, desde la cumbre hasta la franja costera, con variadas capacidades de almacenamiento, y vinculados entre sí de manera diversa. Este diseño singular de la estructura hidrogeológica interior de cada isla, ideada por los geólogos, ha dificultado la investigación del potencial hídrico de estas y ha condicionado históricamente la búsqueda de agua en el subsuelo por sus habitantes, mediante la construcción de galerías y pozos, orientada más por la propia intuición y la experiencia adquirida por los hidrogeólogos, en relación con el avance de las herramientas de perforación en el subsuelo, que por los conocimientos científicos existentes.

Figura 1. Localización subtropical de las Islas Canarias en el Océano Atlántico



Los diferentes edificios volcánicos que conforman las Islas Canarias poseen acuíferos diferenciados, tanto por el tamaño de estas complejas construcciones y la edad de sus materiales, como por sus características geológicas, por la posición geográfica de cada una de las islas o por la elevación de sus relieves desde los 600 m de altitud, en el caso de Lanzarote, hasta más de 3.700 m en el de Tenerife. Debido a la diversa combinación de las anteriores variables, la producción de agua de las Islas Canarias a principios del siglo XX era escasa y variaba desde las minúsculas cantidades recogidas en los aljibes de El Hierro, las casi simbólicas de las maretas en Lanzarote y de los pequeños pozos salobres de Fuerteventura, hasta los 53 hm³ procedentes de los manan-

tiales de Gran Canaria, pasando por los 26 hm³ de La Palma, los 20 hm³ de Tenerife y los 6 hm³ de La Gomera, según recogen los registros históricos de tales fuentes.

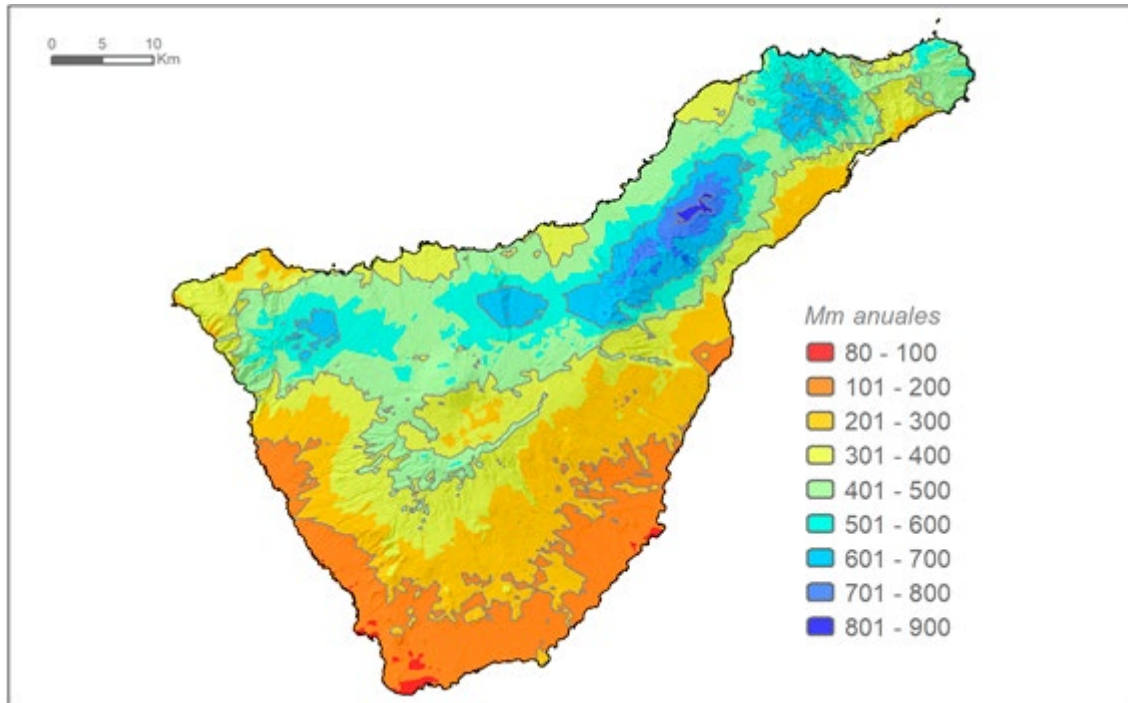
Por su parte, los sistemas de cultivo áridos tuvieron en general una reducida productividad y una elevada variabilidad interanual a causa de la escasez y de la irregularidad de las precipitaciones, a pesar del esfuerzo humano requerido por los mismos, aunque los enarenados de Lanzarote sustentaron en el pasado una mayor carga demográfica que las gavias y la ganadería extensiva de Fuerteventura (García Rodríguez, *et al.*, 2016). Por otra parte, la explotación continuada de los acuíferos subterráneos de las islas más lluviosas y elevadas del archipiélago acabó reduciendo su caudal y su calidad entre los años sesenta y ochenta del siglo XX, según los casos (Moreno y Guerra, 2005, p. 1; Rodríguez Brito, 1986, p. 224), cuando la demanda de agua para la agricultura, para el abastecimiento urbano y el turismo eran elevadas y su merma comprometía seriamente el desarrollo económico de las islas de Tenerife y Gran Canaria, en dicha etapa.

1.1 El papel del agua en el desarrollo socioeconómico de las islas

La escasez general de agua del archipiélago ha condicionado su desarrollo socioeconómico desde el pasado, especialmente de las islas más orientales, pero también de las áridas franjas de costa del Sur de Tenerife y Gran Canaria, y ha dado lugar a la creación de sistemas agrarios originales, característicos de las zonas áridas, como son los enarenados, las gavias y los nateros, para aprovechar mejor las limitadas precipitaciones y las aguas de escorrentía que se producen al incrementar la intensidad horaria de estas (Perdomo Molina y Palerm Viqueira, 2013). Dichos sistemas agrarios han sido funcionales hasta la introducción de las plantas desalinizadoras de agua de mar y el inicio del desarrollo turístico, con la consecuente y progresiva mejora del nivel de vida de la población, a partir los años setenta del pasado siglo XX, fecha que marca su retroceso progresivo. Pero han legado un importante patrimonio, que ha sido aprovechado en la etapa reciente por su valor ambiental y paisajístico, lo que lo ha convertido en un importante atractivo turístico, especialmente en Lanzarote con el paisaje de La Geria, y ha servido también para la catalogación de las islas más orientales del archipiélago como reservas de la biosfera por la UNESCO.

La escasez del vital líquido elemento también ha estimulado por parte de la iniciativa privada la búsqueda de agua en el subsuelo, en las islas más elevadas, como Tenerife, La Palma y Gran Canaria, de pluviometrías más destacadas (Figura 2), y por tanto de mayor potencial económico desde el pasado, al amparo histórico de la privatizadora Ley de Aguas de 1879 (Moreu Ballonga, 2001, p. 62), desde que la tecnología de la perforación del suelo, la disponibilidad de recursos financieros y de materiales explosivos para facilitar dicho trabajo lo hicieron posible, con la finalidad de incrementar los caudales disponibles, ampliar la superficie del regadío y estimular el desarrollo económico.

Figura 2. Distribución de precipitaciones en la isla de Tenerife



Fuente: Consejería de Educación, Universidades y Sostenibilidad. Viceconsejería de Medio Ambiente, Proyecto Clima-Impacto, 2012

La evolución de la superficie cultivada de regadío en Canarias a lo largo del siglo XX ha estado vinculada con la trayectoria que ha seguido el caudal de agua disponible, y este ha dependido de dos factores principales; por una parte, del grado de aprovechamiento de los limitados recursos hídricos superficiales de las islas, procedentes de los manantiales y de las aguas de escorrentía, que han impulsado la construcción de embalses, especialmente en Gran Canaria y en La Gomera, las mejor dotadas geológicamente para ello; y por otra, de la importancia progresiva de las obras de captación de agua subterránea, los pozos y las galerías, en las islas de Tenerife, Gran Canaria y La Palma.

En ambos casos, para la obtención, conducción y almacenamiento del preciado líquido se han necesitado recursos financieros y medios técnicos, que han sido aportados fundamentalmente por la iniciativa privada bajo la supervisión más o menos relajada de la Administración. Solo a partir de la aprobación de las sucesivas leyes de aguas de 1987 y 1990, por parte de la Comunidad Autónoma de Canarias, el sector público comenzó a intervenir de manera decisiva en la gestión del agua y en la construcción de nuevas infraestructuras hidráulicas, como balsas, desalinizadoras, depuradoras y redes de distribución, una vez que se constituyeron los consejos insulares de aguas, que son los organismos encargados de la planificación hidrológica a escala insular en la actualidad.

Tabla 1. Evolución de la producción insular de agua en Canarias en hm³

	1900	1930	1950	1960	1970	1980	1990	2000	2012
El Hierro	0	0	0	0	7	3	2	2	3
La Palma	26	27	31	40	81	83	80	77	71
La Gomera	6	6	8	9	11	9	12	15	14
Tenerife	20	56	118	161	232	227	218	211	220
Gran Canaria	53	67	160	170	121	84	122	155	206
Fuerteventura	1	3	6	7	8	5	7	15	41
Lanzarote	0	0	0,4	0,5	0,3	0,3	12	21	37
Canarias	106	159	323,4	387,5	460,3	411,3	453	496	593

Fuente: García Rodríguez, J.L. (1992). *Emigración y agricultura en La Palma*. Consejería de Agricultura y Pesca del Gobierno de Canarias y Excmo. Cabildo Insular de La Palma, p. 210. Dirección General del Agua de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Aguas del Gobierno de Canarias (2000-2012).

2. LA ACTUACIÓN DE LA ADMINISTRACIÓN EN LA PRODUCCIÓN Y GESTIÓN DEL AGUA

Los problemas debidos a la indigencia hídrica de las islas de Lanzarote y Fuerteventura, y también de El Hierro, requirieron la temprana intervención de la Administración pública, con la introducción de desalinizadoras de agua de mar para facilitar el abastecimiento urbano. A estos problemas históricos se unieron desde finales de la década de los sesenta, y sobre todo a partir de la siguiente, los derivados de la gestión privada del agua en las islas de Gran Canaria y Tenerife, como eran el agotamiento de los acuíferos, el deterioro de los canales de distribución y la insuficiencia de las redes de saneamiento de las ciudades y de las áreas turísticas; y por ello, la exigencia de abordar la depuración y reutilización de las aguas residuales de las mismas por sus consecuencias ambientales y la necesidad imperiosa de encontrar nuevas fuentes de abastecimiento de agua de calidad, como ha sido la desalación de agua de mar, para cubrir la creciente demanda urbana y turística.

Todo esto requería importantes inversiones y un tratamiento integral y planificado del agua a escala insular, tarea no considerada socialmente como propia de los agentes privados, pues según sostiene la memoria del Plan Hidrológico de Tenerife de 1996, “la gestión tradicional del agua en Tenerife, tanto la pública como la privada, se ha limitado prácticamente a aumentar la disponibilidad para su aprovechamiento, de acuerdo a una demanda antropogénica creciente”. Por ello, las anteriores tareas solo podían ser abordadas por el sector público, aunque para llevarlas a cabo eran necesarios cambios legislativos de calado.

Así, el Preámbulo de la Ley 10/1987, de 5 de mayo, de Aguas, aprobada por el Parlamento regional estableció que la planificación hidrológica de Canarias era competencia del legislador autonómico, sin que ello significara afectar los poderes reservados al Estado en materia de ordenación económica general, como señala la

mencionada ley. Además, la consideración de la realidad canaria como archipiélago formado por 7 edificios insulares obligaba a que la unidad básica de gestión del agua fuera la isla. Por ello “la Ley confía la administración de este recurso a un organismo denominado *Consejo Insular de Aguas*, que, dotado de autonomía, pueda servir de instrumento para la concurrencia de las Administraciones canarias con responsabilidades en el tema del agua y que permita la representación de los intereses sociales de los sectores implicados en la producción y consumo del recurso”.

Según el mencionado Preámbulo de la primera Ley de Aguas de Canarias, la planificación ha de perseguir una creciente racionalización en la utilización del recurso hídrico, adecuando oferta y demanda y propiciando que la asignación específica del recurso se efectúe en términos de rentabilidad social. Por ello, el principal objetivo de la misma, además de asegurar la satisfacción de las demandas de agua, será la racionalización del empleo de los recursos hídricos de cada isla, protegiendo su calidad y economizándolos en armonía con el medio ambiente y los demás recursos naturales. “Esta perspectiva prioriza la conservación del capital natural básico de la isla, según señala la *Memoria del Plan Hidrológico de Tenerife* de 2015, de modo que la degradación de sus funciones esenciales no llegue a comprometer a largo plazo la continuidad de los procesos económicos”.

En consecuencia, la planificación será a partir de entonces un marco de referencia que modulará las actuaciones tanto de los poderes públicos como de los particulares implicados en la producción de agua, aumentando con sus determinaciones el principio de seguridad jurídica en la materia. Por otra parte, y teniendo en cuenta el carácter insular del archipiélago, cada isla se configura como una cuenca hidrográfica independiente, razón por la cual se han creado en Canarias 7 consejos insulares de aguas, merced a la Ley 12/1990, de 26 de julio, de Aguas, que constituyen la administración hidráulica de cada isla, y tienen por misión la dirección, ordenación, planificación y gestión unitaria del agua de las mismas.

2.1 La introducción de la planificación hidrológica a escala insular

El instrumento destinado a conseguir el mayor grado de racionalización en el uso de los recursos hídricos a escala insular es el *plan hidrológico insular*, que la Ley 12/1990, de 26 de julio, de Aguas, que sustituye a la anterior Ley de 1987, define “como el instrumento básico de la planificación hidrológica, destinado a conseguir la mejor satisfacción de las demandas de agua y a racionalizar el empleo de los recursos hidráulicos de la isla, protegiendo su calidad y economizándolos en armonía con el medio ambiente y los demás recursos naturales (artículo 35)”.

El resultado de la aplicación de la normativa señalada fue la aprobación de 7 planes hidrológicos insulares en los primeros años de la década de los noventa, que han estado en vigor hasta inicios de la segunda década del año 2000. Pero a causa de los numerosos cambios normativos que se produjeron desde su aprobación, y sobre todo debido la entrada en vigor de la Directiva 2000/60/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000 (conocida también como Directiva Marco del Agua), por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, han hecho necesario proceder a una revisión integral de todos los planes

aprobados. Una vez realizada dicha tarea, estos nuevos documentos fueron aprobados por el Gobierno de Canarias en 2007 para proceder a su aplicación y cumplir con las exigencias de Bruselas. A partir de entonces, y como consecuencia de la aplicación de la mencionada Directiva europea a todo el territorio comunitario, se inicia una nueva etapa en la planificación hidrológica regional por demarcaciones hidrográficas y periodos de 6 años, sucediendo a los instrumentos de planificación de anterior generación los denominados planes hidrológicos de primer ciclo (2009-2015); y a estos documentos de ordenación, considerados continuistas por los estudiosos, en relación con los precedentes, siguen los planes hidrológicos de segundo ciclo (2015-2021), que están vigentes en este momento y serán sustituidos a lo largo de 2022 por los planes hidrológicos de tercer ciclo (2021-2027).

Esta Directiva ha modificado la concepción del agua como recurso simplemente instrumental de la economía para situar su preservación y recuperación en el centro de las políticas hidráulicas. A este marco normativo se une la circunstancia de que, después del cenit de la explotación de los recursos hídricos naturales, tan bien identificado en el *Estudio científico de los recursos de agua en las Islas Canarias* (Ministerio de Obras Públicas, 1975), conocido también como *Proyecto SPA-15*, se une un nuevo cenit, como señalan los especialistas Martel y Peñate (2010, 2), el de los recursos energéticos fósiles necesarios para su explotación actual, en el caso de Canarias, cuyas previsiones según los expertos alertan de un escenario no lejano de escasez relativa de petróleo, que supone la elevación de los precios y la generación de importantes tensiones entre oferta y demanda del líquido elemento (Marzo, 2009).

Por ello se impone en la producción, regeneración y distribución de agua en Canarias la progresiva sustitución de los combustibles fósiles por energías renovables, como ya ha comenzado a hacerse en algunos lugares del archipiélago, como por ejemplo en el municipio de La Oliva, en la isla de Fuerteventura (Bermejo, 2019), donde dos aerogeneradores producen electricidad suficiente para desalar el agua necesaria para el abastecimiento de una población de más de 4.000 habitantes, dando con ello la administración local un importante paso en dirección a la sostenibilidad del sistema insular de abastecimiento de agua.

3. EL NUEVO CICLO INTEGRAL DEL AGUA

Desde comienzos del siglo XX, la mayor parte del agua disponible en las Islas Canarias se ha obtenido mediante la construcción de pozos (sobre todo en la isla de Gran Canaria) y de galerías (principalmente en las islas de Tenerife y La Palma), con la participación mayoritaria de la iniciativa privada. Pero la sobreexplotación de los recursos hídricos subterráneos durante décadas ha llevado a los agentes económicos y sociales a la búsqueda de nuevas fuentes de abastecimiento no convencionales, para cubrir la creciente demanda del líquido elemento, y también a la construcción de embalses de poliuretano con la finalidad de solventar el problema de la elevada permeabilidad de los suelos volcánicos (planes de balsas de las islas de Tenerife y La Palma). Para intentar alcanzar el objetivo de incrementar la oferta de agua disponible se ha recurrido

a la desalación de agua de mar y también de aguas salobres; y se ha acudido asimismo a la reutilización de aguas depuradas, principalmente para usos agrícolas, ornamentales y recreativos.

La primera planta desalinizadora de evaporación se construyó por iniciativa del sector público en la isla de Lanzarote, en el año 1964, inicialmente para remediar la indigencia hídrica que padecía esta isla desde el pasado, con una capacidad de desalación de 2300 m³ al día. Esta vieja instalación procedía de la base militar norteamericana de Guantánamo, en Cuba, y fue la primera planta desalinizadora de agua de mar para uso urbano que se puso en funcionamiento en Europa, lo que inició de hecho el proceso de desalación de agua marina en Canarias y con ella también el consumo de una gran cantidad de energía para la producción de agua.

A la experiencia de Lanzarote, le siguieron en Gran Canaria la planta denominada Las Palmas I, con una capacidad de desalación de 20 000 m³ de agua al día, y en Fuerteventura con la instalación de la planta de Puerto del Rosario, con una producción de 2000 m³ al día, ambas también de iniciativa pública, y así sucesivamente hasta que en la mayoría de las islas se fueron instalando los diferentes tipos de sistemas comerciales de desalación existentes, abarcando desde tecnologías de destilación hasta de membranas de ósmosis inversa de última generación. Por este motivo, Canarias ha sido considerada como un gran laboratorio para la experimentación de las diferentes técnicas de desalación de agua de mar, existiendo en las islas un abanico muy amplio de tecnologías, capacidades y calidades del agua producida por procedimientos industriales (Peñate Suárez, 2015), y también de almacenamiento de agua en depósitos no convencionales, cubiertos de finas láminas de materiales plásticos.

Tabla 2. Producción de agua en Canarias según origen en hm³ en 2012

Origen de las aguas	Lanzarote	Fuerteventura	Gran Canaria	Tenerife	La Gomera	El Hierro	La Palma	Islas Canarias
Superficiales	0	2	11	5	3	0	4	25
Subterráneas	0	0	35	153	14	2	69	273
Desalación agua subterránea	0	1	26	9	0	0	0	36
Desalación agua de mar	27	31	102	27	0	1	0	188
Depuración	24	16	76	40	2	1	8	167
Reutilización	10	8	43	32	0	0	2	95
Totales utilizados	37	43	218	225	17	3	75	618

Fuente: Fundación Centro Canario del Agua

Este novedoso sistema de almacenaje de las aguas de escorrentía, de los caudales no utilizados en invierno procedentes de las galerías, e incluso de las aguas depuradas para proceder a su reutilización posterior, ha incrementado el grado de aprovechamiento de las aguas disponibles y ha contribuido a una mejor regulación del mercado del agua y sobre todo de los precios de este imprescindible recurso. El sistema de las 11 balsas públicas de la isla de La Palma tiene una capacidad de 2,8 hm³, según los da-

tos del Consejo Insular de Aguas de dicha isla; y la cabida de las 22 balsas de la isla de Tenerife alcanza los 5 hm³, según similar fuente para esta última isla.

Los primeros planes hidrológicos elaborados en Canarias, a principios de los años noventa por los consejos insulares de aguas de las diferentes islas, en aplicación de las leyes de aguas de 1987, y sobre todo la de 1990, propusieron en todos los casos que debía aumentar la producción de agua, bien porque lo exigía la evaluación de sus demandas hídricas futuras, o bien porque se hacía necesario sustituir unas aguas subterráneas que se degradaban rápidamente por otras de mayor calidad.

En esta tesitura, de las cuatro fuentes de obtención de agua existentes, aguas superficiales, subterráneas, depuradas y desaladas, las islas de Lanzarote, Fuerteventura, Gran Canaria y Tenerife optaron por la desalación de agua de mar para el abastecimiento urbano y turístico, así como la reutilización de las aguas depuradas para la agricultura, la jardinería y la irrigación de campos de golf. Por el contrario, los planes hidrológicos insulares de El Hierro, La Gomera y La Palma propusieron una solución diferente para aumentar la producción de agua: la captación de nuevos caudales subterráneos, que los estudios hidrogeológicos existentes daban por seguros. La responsabilidad de estas nuevas captaciones en las islas menores de la provincia occidental ha recaído en la Administración, y esta ha cedido la gestión de esas aguas de propiedad pública a las comunidades de aguas, a cambio de entregarles los caudales necesarios para el abastecimiento de la población, con la condición de disminuir el bombeo de los pozos y la reperforación de las galerías. El objetivo de ambas restricciones ha sido evitar la temida intrusión marina en el acuífero, mejorar la calidad general de las aguas disponibles y ahorrar la energía de las elevaciones o bombeos de los pozos (Martín y Rodríguez, 1999, p. 650).

3.1. La desalinización de agua de mar como fuente de producción de agua

A comienzos del siglo XXI, la producción de agua desalada en Canarias era de unos 210 hm³, y en el año 2014 este caudal había ascendido a 242 hm³, según los datos de la Dirección General de Aguas del Gobierno de Canarias, lo que suponía una capacidad de producción instalada de más de 600 000 m³ por día, entre plantas públicas y privadas, que sumaban unas 320. La provincia oriental del archipiélago posee más de 200 desaladoras, contando con más del 70 % de las plantas públicas existentes, así como la mayor planta desaladora de ósmosis inversa instalada en Canarias, la denominada Las Palmas III, que alcanza una producción cercana a los 100 000 m³ de agua potable al día.

El consumo medio específico de energía en las grandes plantas desaladoras de agua de mar de gestión pública en Canarias es todavía importante, aunque este ha descendido año tras año de manera significativa y las modernas instalaciones han logrado desalar por debajo los 3 kwh por m³ (ITC, 2017). Ello se debe a los esfuerzos técnicos y a las inversiones realizadas por la Administración en las últimas décadas para reducir el coste energético de las plantas desaladoras, pero aún conviven junto a las nuevas y eficientes desaladoras, plantas con tecnologías poco eficientes. Además, en el caso de Canarias, la energía eléctrica que utilizan las desaladoras está habitualmente asociada al consumo de combustibles fósiles, como el petróleo, lo que contri-

buye de manera destacada a la contaminación ambiental de las islas productoras de agua industrial.

Debido a la elevada demanda actual de agua desalada, que supera el 36 % del consumo global del archipiélago (Tabla 2), la energía destinada a desalar agua de mar o agua subterránea supone más del 10 % de la energía puesta en la red eléctrica en Canarias (Peñate Suárez, 2015). En relación con el consumo energético, este autor destaca en su análisis que las islas que tienen una mayor dependencia de la desalación de agua de mar, en las cuales el coste energético del agua es mayor, son aquellas que poseen un mayor porcentaje de demanda de agua en áreas urbanas o urbanizadas (incluidos riegos de zonas verdes y campos de golf), destacando el caso de Lanzarote y Fuerteventura, que concentran el 95 % de la demanda en este tipo de ámbitos de consumo. Las islas de Gran Canaria y Tenerife están en un nivel intermedio, con un 62 % y 59 %, respectivamente, y las islas de La Palma, La Gomera y el Hierro, registran proporciones mucho menores (Tabla 3).

Tabla 3. Demandas de agua por sectores de consumo en Canarias en 2015 en hm³

	Urbano	Turístico	Recreativo	Industrial	Agrícola	Total
Lanzarote	15,16	7,41	1,48	0,70	1,20	25,95
Fuerteventura	10,42	5,55	2,70	0,66	0,97	20,30
Gran Canaria	66,93	16,74	11,87	8,28	63,30	167,12
Tenerife	89,30	30,96	9,53	8,66	91,10	229,55
La Gomera	1,41	0,46	1,47	0,07	4,50	7,91
La Palma	7,26	2,63	0,00	0,38	62,80	73,07
El Hierro	0,90	0,07	0,00	0,08	2,20	3,25
Totales	191,38	63,82	27,05	18,83	226,07	527,15

Fuente: Estimaciones de la Dirección General de Aguas del Gobierno de Canarias.

La transformación del agua de mar en agua potable para uso urbano y turístico ha posibilitado, en el último medio siglo, el asentamiento poblacional y el desarrollo económico de áreas geográficas áridas, antaño pobres y casi despobladas, como las mencionadas islas de Lanzarote y Fuerteventura, y las vertientes meridionales de Gran Canaria y Tenerife, además de haber convertido el archipiélago canario en un referente mundial en tecnologías de desalación, según Peñate Suárez (2015). Pero este desarrollo tecnológico, la búsqueda de alternativas para afrontar la escasez crónica de agua, así como el esfuerzo económico y social realizado para extender a todas las entidades las redes de abastecimiento y de saneamiento, tiene un coste ambiental y energético muy importante, que es necesario tener en cuenta (Peñate Suárez, 2015) y afrontar con ello el camino de una mayor sostenibilidad.

3.2. La reutilización de las aguas depuradas para el riego

También es importante destacar en el mismo sentido el esfuerzo que ha hecho la Administración regional en promover la reutilización de las aguas depuradas. Aunque los volúmenes de agua que se reutilizan todavía en las islas son relativamente pequeños, en comparación con los volúmenes de agua depurada producidos (Tabla 2). Esto se debe a que el agua a reutilizar se produce con frecuencia en grandes estaciones de tratamiento, alejadas de las zonas demandantes de consumo y también al hecho de que la demanda de agua para riego suele estar marcada por la estacionalidad. Estas circunstancias exigen la construcción de complejas infraestructuras de transporte y almacenamiento que no siempre están disponibles. Además, los avances en las tecnologías de desalación de agua de mar y la disminución paulatina de los consumos de energía las hacen cada más competitivas. Por otra parte, según Delgado *et al.* (2008), la existencia de varios organismos pertenecientes a diferentes niveles de la Administración con competencias relacionadas con la reutilización del agua hace que sea difícil llevar a cabo una gestión integrada de los recursos hídricos que contemple la desalación y la reutilización de manera coherente, como recursos complementarios (Delgado *et al.*, 2008).

Otro obstáculo que ha limitado la reutilización del agua depurada ha sido la ausencia hasta hace unos pocos años de una normativa que regule su utilización y que minimice el riesgo asociado a dicha práctica. La aplicación del Real Decreto 1620/2007 sobre reutilización de aguas depuradas ha supuesto un cambio en este aspecto, según Martel y Peñate (2010), pero también puede penalizar la reutilización a determinadas escalas o exigir unos esfuerzos analíticos y de muestreo de dudosa efectividad para garantizar la reutilización segura, cuando en Canarias, se aplican determinados tipos de tratamientos terciarios (Martel y Peñate, 2010, p. 152).

3.3. El uso de la energía en la producción y consumo de agua

La gestión del agua en nuestras sociedades desarrolladas requiere cada vez más recursos energéticos. Un ejemplo de esta necesidad se puede observar con claridad en algunas de las Islas Canarias, en las que se puede establecer una equivalencia casi directa entre importación de petróleo y el agua potable producida. En este sentido, destacan las islas de Lanzarote y Gran Canaria por su elevada dependencia energética para la gestión del agua. La isla de Lanzarote, por ejemplo, empleaba el 27 % de la energía que se consumía en la isla hace unos años en el ciclo del agua, y de este porcentaje el 75 % se destinaba a desalar agua de mar, según Velázquez *et al.* (2005). En el caso de la isla de Gran Canaria, tan solo la capacidad de desalación de agua de mar registrada por el Consejo Insular de Aguas de la misma podía llegar a suponer el uso de más de 300 toneladas de combustibles fósiles al día para posibilitar su funcionamiento por las mismas fechas (Velázquez *et al.*, 2005).

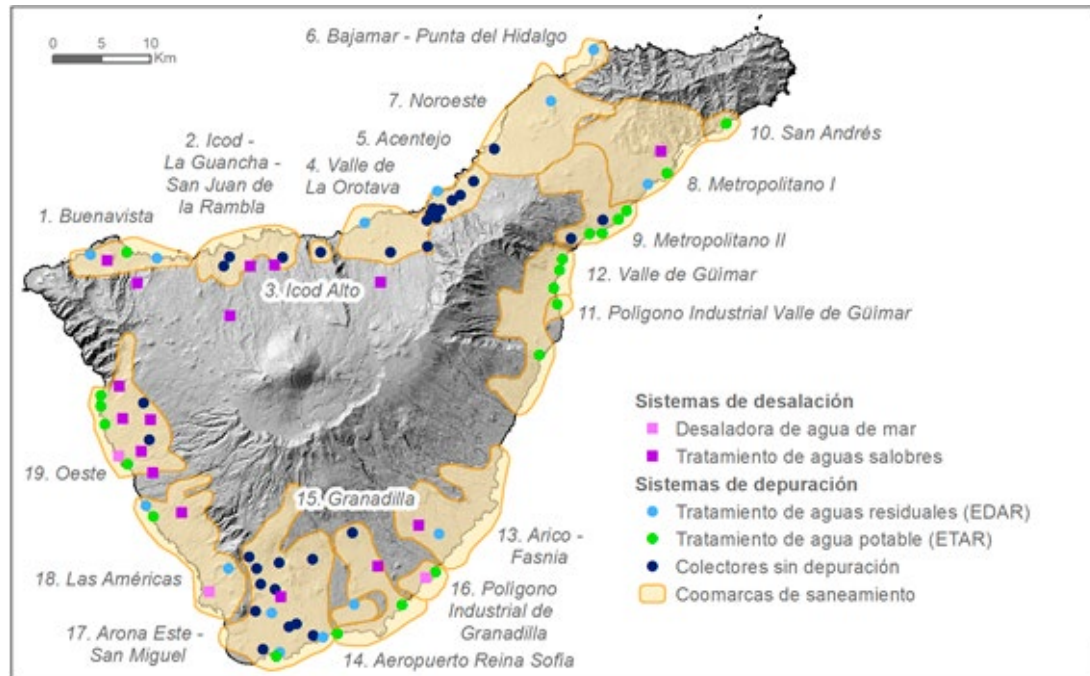
Siguiendo el análisis de Martel y Peñate (2010), las anteriores circunstancias ponen en riesgo la sostenibilidad ambiental y económica a largo plazo de muchos sistemas de abastecimiento de agua potable como los utilizados en las Islas Canarias. Por tanto, según dichos autores, resulta necesario profundizar en las posibili-

dades de eficiencia y ahorro energético en la gestión del agua, así como en el máximo aprovechamiento de las energías renovables endógenas. En definitiva, parece lógico que debe convertirse en una obligación estratégica a largo plazo la inversión en energías renovables vinculadas económicamente al ciclo artificial del agua que, por un lado, equilibren la huella de carbono del ciclo del agua (mitigación) y que por otro compensen el coste energético del sector del agua (adaptación). La estrategia propuesta por ambos autores es que el incremento del coste energético de la producción, transporte, distribución, recolección, tratamiento y regeneración del agua debe estar compensada con la correspondiente inversión en energías renovables, planteadas dentro de la propia planificación hidrológica regional (Martel y Peñate, 2010, p. 153).

En ese sentido estratégico, también es importante impulsar por parte de los gestores públicos actividades que permitan reducir la demanda de agua, mejorar la eficiencia en el uso de la misma con la finalidad de disminuir los costes energéticos y evitar el deterioro general de los recursos hídricos (Estevan, 1998). Junto a dichas actividades de concienciación de un consumo de agua más responsable, la disminución de los impactos ambientales de los vertidos en la costa, la reducción del uso de productos químicos en el proceso de producción y depuración del agua, la utilización de energías renovables para la desalación en grandes plantas, la elevación y distribución de agua de la costa al interior de las islas con una orografía compleja y la mejora continua de la eficiencia energética son los principales retos a los que se enfrentan las Islas Canarias en las próximas décadas, según adelanta este autor de referencia (Peñate Suárez, 2015).

4. LA “COMARCALIZACIÓN” EN LA GESTIÓN DEL AGUA EN TENERIFE

Precisamente, la obligatoriedad de la administración de realizar la gestión pública del tratamiento de las aguas procedentes del saneamiento urbano y turístico con la finalidad posibilitar su aprovechamiento posterior y, en muchos casos, la necesidad imperiosa de aportar agua de calidad a partir de la desalación de agua de mar para el abastecimiento de las entidades de población que vieron empeorar o disminuir su suministro de agua convencional en los años ochenta, ha llevado al Plan Hidrológico Insular de Tenerife a establecer una *comarcalización* de la ubicación de las principales infraestructuras destinadas a desempeñar ambas funciones, como son las estaciones depuradoras de aguas residuales, o EDAR en la terminología consolidada, las estaciones desalinizadoras de aguas marinas, o EDAM, u otro tipo de instalaciones (Figura 3). De este modo, la Administración pública completa el ciclo integral del agua en cada una de las áreas funcionales delimitadas, cubriendo aquellos cometidos que los agentes privados no abordan.

Figura 3. Comarcalización de las instalaciones de desalación y depuración de aguas en la isla de Tenerife

Fuente: Consejo Insular de Aguas de Tenerife y Ministerio de Transición Ecológica

Estas instalaciones cubren los principales ámbitos geográficos de la isla, desarrollando en cada uno de dichos espacios un conjunto de sistemas gestionados por el Consejo Insular de Aguas de Tenerife, destinados a mejorar el aprovechamiento y la calidad del recurso hídrico y a reducir los efectos medioambientales de los residuos generados, procediendo a la depuración, a la reutilización o a su expulsión a través de los emisarios submarinos construidos al efecto. Las infraestructuras territoriales instaladas para desempeñar tales funciones son numerosas, según la *Memoria del Consejo Insular de Aguas* correspondiente a 2015, pero en este trabajo se mencionan solo algunas, en relación con los objetivos del mismo, como el Sistema Comarcal de Desalación, Depuración y Reutilización de Adeje-Arona, situado en el sur de la isla, en la principal zona turística de la misma; o el Sistema Comarcal de Desalación, Depuración y Reutilización del Valle de la Orotava, ubicado en el norte de la isla, en una zona muy poblada, que es además la segunda área turística de Tenerife, cuya cabecera es el municipio de Puerto de la Cruz.

En relación con la gestión de los recursos hídricos en las áreas turísticas, el denominado por el Plan Hidrológico Insular como Sistema Comarcal de Desalación, Depuración y Reutilización de Adeje-Arona es un modelo de gestión integral de los recursos hídricos que puede considerarse “modélico” por los excelentes resultados socioeconómicos y medioambientales obtenidos para el espacio urbano conformado por los municipios sureños, que son considerados la joya de la corona turística de Tenerife, porque concentran la mayor oferta alojativa de la isla, con algo más de 89.000 plazas, el 33,2 por ciento del total insular, incluyendo las diferentes tipologías de hospedaje (Turismo de Tenerife, 2018), y sus instalaciones presentan una elevada rentabilidad empresarial, según el informe del *Barómetro de la Rentabilidad y el Em-*

pleo de los Destinos Turísticos Españoles, elaborado por Exceltur, en 2017. El estudio analiza tres variables entre los 38 destinos vacacionales más importantes de España: el ingreso medio por habitación disponible, la tarifa media diaria establecida por las instalaciones y el grado de ocupación de los alojamientos entre el 1 de enero y el 30 de abril, que es el periodo de referencia en el que se realizó el trabajo.

Tabla 4. Distribución del consumo de agua por usos en la isla de Tenerife

Hm ³ /año	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Usos urbano-turísticos	89,75	91,08	88,38	87,69	89,63	92,44
- Urbanos	71,54	72,13	68,73	68,06	69,71	71,37
- Turísticos	18,22	18,95	19,65	19,63	19,92	21,06
Usos agrarios	85,19	85,51	85,60	80,46	85,68	84,25
- Aguas blancas	78,39	79,42	79,64	74,36	77,59	76,01
- Aguas regeneradas	6,79	6,08	5,97	6,10	8,09	8,23
Usos industriales	5,25	4,37	4,05	3,43	3,32	3,34
Campos de golf	3,02	3,86	3,45	3,52	3,63	3,82
- Aguas blancas	1,08	1,48	1,33	1,22	1,25	1,29
- Aguas regeneradas	1,94	2,38	2,12	2,30	2,38	2,53
Servicios	1,96	2,50	2,76	2,44	1,79	1,84
- Aguas blancas	1,02	1,28	1,18	1,11	1,21	1,26
- Aguas regeneradas	0,94	1,22	1,58	1,32	0,58	0,58
Agua aprovechada	185,17	187,31	184,25	177,53	184,05	185,68
Desaprovechada	10,39	10,79	9,40	10,31	8,80	8,20
- Aguas blancas	9,36	9,44	8,48	9,35	8,29	7,72
- Aguas regeneradas	1,03	1,36	0,92	0,97	0,51	0,48
Total usos del agua	195,57	198,10	193,65	187,85	192,85	193,88

Fuente: Consejo Insular de Agua de Tenerife, 2018

5. CONCLUSIONES

La ubicación de las Islas Canarias en el extremo meridional de la zona templada frente a la costa noroccidental africana convierte al archipiélago en una región de temperatura suave a lo largo de todo el año, pero de escasa pluviometría media, lo que ha repercutido notablemente en la evolución histórica de la agricultura, en la dinámica de la población, y también en el desarrollo turístico, y ha llevado a la iniciativa privada a buscar en el subsuelo el agua que faltaba en la superficie para impulsar el regadío y el desarrollo económico general.

La indigencia hídrica histórica de las islas orientales y el agotamiento relativo de los acuíferos en las islas de Gran Canaria y Tenerife, desde finales de los años sesenta, la aparición de graves problemas de saneamiento y vertidos al mar, y la aprobación

de la Ley de Aguas estatal de 1985, que convierte este recurso subterráneo en bien de dominio público, ha supuesto la introducción de la planificación hidrológica a escala insular y la participación de la Administración pública en la creación de nuevas fuentes para el abastecimiento de agua y también en la construcción de infraestructuras hidráulicas. El Consejo Insular de Aguas es el organismo creado por la Ley canaria de Aguas de 1987 con la finalidad de racionalizar el uso de los recursos hídricos a escala insular, y la herramienta diseñada para intentar alcanzar dicho objetivo es el *plan hidrológico insular*.

La transformación del agua de mar en agua potable para uso urbano y turístico ha posibilitado, en el último medio siglo el asentamiento poblacional y el desarrollo turístico de áreas geográficas áridas, antaño pobres y casi despobladas, como las islas de Lanzarote y Fuerteventura, y también las vertientes meridionales de Gran Canaria y Tenerife, además de haber convertido el archipiélago canario en un referente mundial en tecnologías de desalación.

El cambio normativo introducido por la Ley de Aguas de 1990 y la Directiva Marco del Agua de 2000 ha coincidido en Canarias con un intenso proceso de urbanización y con la transformación del modelo económico regional de la agricultura de autoconsumo y de exportación en el modelo del turismo y los servicios, lo que ha multiplicado la demanda de agua en ambos sectores, que supera ya el 49 por ciento del consumo total y ha disparado los costes energéticos de su producción, depuración y transporte.

La obligatoriedad de la administración de realizar la gestión pública del tratamiento de las aguas residuales y la necesidad de aportar agua de calidad a partir de la desalación de agua de mar para el abastecimiento urbano y turístico ha llevado al Plan Hidrológico Insular de Tenerife a establecer una *comarcalización* de la ubicación de las principales infraestructuras destinadas a desempeñar ambas funciones. De este modo, la Administración pública completa el ciclo integral del agua en cada una de las áreas funcionales delimitadas, cubriendo aquellos cometidos que los agentes privados no abordan.

El reto más importante al que se enfrenta la producción de agua en Canarias es el de la sostenibilidad, al cual debe encaminarse de la mano del sector determinante en la economía insular, el turismo. Al haber sido el causante del mayor grado de insostenibilidad al que se ha enfrentado la región, puede y debe ser también el mayor aliado en la reorientación hacia la sostenibilidad del propio sector, a la vez que servir de ayuda para recuperar la de otros sectores, como es el primario. El agua, unida a la energía y la producción los alimentos constituye un pilar central en la construcción de la sostenibilidad, por lo que todas las actuaciones de un turismo sostenible deben centrarse de modo especial en los mismos, al encontrarse completamente relacionados entre sí, siendo por tanto complementarios e inseparables, lo que debe ser tenido en cuenta de modo prioritario en las políticas de sostenibilidad, apostando por la descarbonización de la producción hidrológica, mediante el uso de energías renovables.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BERMEJO, L. (2019): “Desaprovechamos el agua de lluvia y derrochamos energía por falta de conciencia”, *Diario de Fuerteventura*, 13 de febrero.
- CIATF (2015): *Memoria del Consejo Insular de Aguas de Tenerife*. Cabildo Insular de Tenerife.
- DELGADO, S.; RODRÍGUEZ-GÓMEZ, L.; VERA, L.; DÍAZ, F.; RODRÍGUEZ, J.; ÁLVAREZ, M. Y MARTEL, G. (2008). La reutilización del agua depurada en Canarias. ¿Expansión o estancamiento? *Anuario de Estudios Canarios*, Núm L-LI (2006-2007), volumen II, pp 819-827.
- ESTEVAN, A. (1999). “Obstáculos para la difusión de los programas de gestión de la demanda en España”. En Martínez Gil, J.J. y Arrojo Agudo, P. (coord.) *I Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación de Aguas. El Agua a Debate desde La Universidad. Por una Nueva Cultura del Agua*. Zaragoza: Institución Fernando el Católico, pp 185-204.
- EXCELTUR (2017): *Barómetro de la Rentabilidad y el Empleo de los Destinos Turísticos Españoles* (enero a diciembre de 2017). Alianza para la Excelencia Turística, 42 pp.
- GARCÍA RODRÍGUEZ, J.L.; GARCÍA RODRÍGUEZ, F.J.; CASTILLA GUTIÉRREZ, C. (2016): “Human heritage and sustainable development on arid islands: the case of Eastern Canary Islands”, *Island Studies Journal*, Vol. 11, Nº 1, pp. 113-130.
- ITC (2017): “Desalación por ósmosis inversa mediante energía solar fotovoltaica-DESSOL”. Tecnologías. Instituto Tecnológico de Canarias (<http://www.itccanarias.org/web/tecnologias/agua/dessol.jsp?lang=es>).
- MARTEL RODRÍGUEZ, G. Y PEÑATE SUÁREZ, B. (2010): “Nuevas tendencias de gestión de los recursos hídricos en Canarias cuatro décadas después del SPA-15”. Jornadas sobre “El conocimiento de los recursos hídricos en Canarias cuatro décadas después del proyecto SPA-15”. *Acto de homenaje póstumo al Ingeniero D. José Sáenz de Oiza*. Las Palmas de Gran Canaria (<http://www.fcihis.org/pub2/esp/documentacio/SPA15/archivos/4.3MartelNuevas%20tendenciased.pdf>).
- MARTÍN MARTÍN, V.O.; RODRÍGUEZ BRITO, W. (1999): “Conflictos de los usos del agua en Canarias”, en Gil Olcina, A.; Morales Gil, A. (coord.): *Coloquio Los usos del agua en España*. Universidad de Alicante y Caja de Ahorros del Mediterráneo, pp. 645-681.
- MARZO, M. (2009): “La situación actual del petróleo y las perspectivas de futuro”. *Automóvil y medio ambiente. Cuando lo verde sale a cuenta: la Hora del consumidor y de la tecnología*. Barcelona: Fundación Real Automóvil Club de Cataluña.
- MARZOL JAÉN, M. V. (1988): *La lluvia, un recurso natural para Canarias*. Santa Cruz de Tenerife: servicio de Publicaciones de la Caja General de Ahorros de Canarias, 220 pp.
- MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS (1975): *Estudio científico de los recursos de agua en las Islas Canarias (SPA/69/515)*. Dirección General de Obras Hidráulicas. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Unesco.
- MORENO DEUS, E. J.; GUERRA MARRERO, J. L. (2004): “La gestión del agua en Gran Canaria. Una práctica hidráulica en condiciones extremas”. *II Simposium sobre sostenibilidad: Recursos hídricos*. Zaragoza (<https://www.camarazaragoza.com/medioambiente/docs/bibliocamara/bibliocamara26.pdf>).
- MOREU BALLONGA, J. L. (2001): “Los problemas de la legislación sobre aguas subterráneas en España: posibles soluciones”. *Papeles del Proyecto Aguas Subterráneas. Aspectos Jurídicos de las Aguas Subterráneas*, Serie D, número 1, pp 15-78.
- PEÑATE SUÁREZ, B. (2015). “Desalación de aguas en Canarias”. *Los Blogs de Canarias7.es* (<https://mas.canarias7.es/blogs/ventanaverde/2015/11/desalacion-de-aguas-en-canaria.html>).

- PERDOMO MOLINA, A. Y PALERM VIQUEIRA, J. (2013): «Las gavias de Canarias y las cajas de agua mexicanas: semejantes soluciones en ambas orillas del Atlántico», *Boletín del Archivo Histórico del Agua, Comisión Nacional del Agua, Coyoacán, México*, pp. 64-73.
- RODRÍGUEZ BRITO, W. (1986): *La agricultura de exportación en Canarias (1940-1980)*. Santa Cruz de Tenerife: Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca del Gobierno de Canarias, 588 pp.
- VELÁZQUEZ, S.; BUENO, C. Y MARTEL, G. (2005): “Propuestas para optimizar la autosuficiencia energética de los ciclos del agua en Canarias, Madeira y Açores”. *Técnicas y Métodos para la Gestión Sostenible del Agua en la Macaronesia*: 19-60.

ORDENAR EL TERRITORIO PARA LA ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO. RECUPERACIÓN DE SISTEMAS DE CAPTACIÓN, DERIVACIÓN Y ACUMULACIÓN DE PLUVIALES

LAND PLANNING FOR CLIMATE CHANGE ADAPTATION. RECOVERY OF RAINWATER COLLECTION, DERIVATION AND ACCUMULATION SYSTEMS

Encarnación Gil-Meseguer¹

Miguel Borja Bernabé-Crespo²

José María Gómez Espín³

1 Profesora Titular de Análisis Geográfico Regional, Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, encargil@um.es, ORCID/ 0000-0002-4372-4127

2 Profesor Ayudante Doctor, Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid, miguelb.bernabe@uam.es , ORCID 0000-0001-7269-3270

3 Catedrático de Análisis Geográfico Regional, Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, espin@um.es, ORCID/ 0000-0001-7287-4952

Resumen

La investigación valora los tradicionales sistemas de aprovechamiento de pluviales en territorios del Sureste de la Península Ibérica, como medio de mitigar los efectos de los extremos climáticos que preconizan los modelos en el escenario del cambio climático.

La hipótesis inicial es que estos sistemas de captación, han mitigado y pueden seguir haciéndolo, los efectos de sequías e inundaciones.

La metodología es la de un estudio regional, orientado a estrategias de recuperación de estas prácticas y técnicas. Se ha realizado una búsqueda de la bibliografía existente, un reconocimiento de campo fundamental y prioritario, para localización de los sistemas y su estado actual, con entrevistas a vecinos que podían informar de la evolución que habían sufrido y, que a veces se ha podido seguir en las fotos aportadas por Google Earth Pro y los visores del Sistema de Información Territorial de la Región de Murcia (SitMur).

Los resultados hablan de prácticas culturales adaptadas a las condiciones locales de cada momento, que se pueden revitalizar para reducir la vulnerabilidad de las sociedades que lo ocupan, frente a los riesgos de sucesos extremos de escasez y exceso de agua.

Palabras clave: Sureste de España, aprovechamiento de pluviales, sequías, inundaciones, vulnerabilidad.

Abstract

The object of the research is to value the traditional systems for the use of rainwater in territories of the Southeast of the Iberian Peninsula, as a means of mitigating the effects of climatic extremes that the models advocate in the climate change scenario.

The initial hypothesis is that these catchment systems have mitigated and may continue to do so, the effects of droughts and floods.

The methodology is that of a regional study, oriented towards recovery strategies for these practices and techniques. A search of the existing bibliography has been carried out, a fundamental and priority field recognition, to locate the systems and their current state, with interviews with neighbors who could report on the evolution they had undergone and, at times, it has been possible to follow in the photos provided by Google Earth Pro and the viewers of the Territorial Information System of the Region of Murcia (SitMur).

Results show that practices are adapted to the local conditions of each moment, which can be revitalized to reduce the vulnerability of these societies, in the face of risks of extreme events of scarcity and excess of water that are foreseen in scenarios of climate crisis.

Key words: Southeast of Spain, rainwater use, droughts, floods, vulnerability

1. INTRODUCCIÓN: PRÁCTICAS TRADICIONALES EN UNA REGIÓN CARACTERIZADA POR ESCASAS Y ALEATORIAS PRECIPITACIONES

Por las características climáticas del espacio surestino español, el agua es el gran condicionante para la localización de las poblaciones y el desarrollo de actividades que les permitan su supervivencia. Este territorio recibe lluvias escasas e irregulares que no asegura cosechas ni grandes producciones. Esa irregularidad de las precipitaciones afecta al tiempo y a los totales recibidos, de forma que se suceden momentos de lluvias de gran intensidad horaria que pueden representar una importante cantidad del total anual. Esta característica se da en un espacio con importantes pendientes, por ser su orografía resultado de la orogenia alpina y la cercanía al mar.

Estos dos aspectos, escasas e irregulares precipitaciones y fuertes pendientes son la base para explicar las prácticas tradicionales de las sociedades agrarias que ocuparon todo el Sureste de España (Morales-Gil, 1969)

Para aprovechar el agua de lluvia evitando que escurriera superficialmente y facilitar que percolara en los terrenos de cultivo, de manera que, además de almacenarla en el suelo para disposición de los cultivos, evitaban que la erosión arrastrara el suelo e incluso destruyera los cultivos, se hacen los *aterrazamientos*. Esas terrazas se convierten en bancales de diferente tamaño según la pendiente que se modifica. Son el primer paso para mejorar rendimientos agrícolas. Su mantenimiento lleva aparejadas una serie de prácticas que van desde construcciones de pedrizas para mantenerlos, de sangradores para protegerlos y organizar el paso del agua en exceso de una terraza a otra, etc.

La siguiente actuación era aprovechar las aguas de escorrentía que, tras intensas lluvias, circulaban concentradas en los torrentes o ramblizos y los grandes colectores que son las ramblas. Para ello se construyen las *presas de derivación* que cortan los lechos transversalmente para, en los momentos de avenida represarlas y, alcanzar mayor altura para así poder derivarlas lateralmente por unos canales denominados *boqueras*. El agua conducida por la boquera se puede aprovechar en espacios próximos o alejados del cauce de la rambla. Es una inundación dirigida o “cosecha de agua”, que permite la mejora de secanos. Son aprovechamientos conocidos como “secanos asistidos”, “riegos de boquera” y “riegos de alfayt”.

Todas estas actuaciones tenían como fin proporcionar agua a los cultivos que siempre fue la principal preocupación. Son obras que ya aparecen con la dominación romana y han sido útiles hasta finales del siglo XX. No se construyeron para laminar inundaciones, sin embargo, son un ejemplo de sistemas dispersadores de los caudales torrenciales, capaces de producir grandes daños sobre espacios ocupados a veces por costosas infraestructuras. El abandono de estos complejos hidráulicos, en los últimos cincuenta años, ocasiona que algunas de esas funciones sean asumidas por construcciones más caras y limitadas, como los interceptadores de pluviales y tanques de tormenta (Gil-Meseguer, López-Fernández y Gómez-Espín, 2015, p.173).

El poblamiento tradicional, tanto el disperso como el concentrado, siempre se situó fuera de las áreas, que la observación y la experiencia, sabía inundables. Así fue durante siglos y, solo aquellos que se asentaron en las áreas deprimidas como son los llanos de inundación de los ríos de este territorio, van a sufrir las inundaciones provocadas por las avenidas mediterráneas que los caracterizan, rápidas e imprevistas (Mateu-Bellés, 1989).

La presión demográfica y la actuación de poderes superiores con obras que tratan de alejar ese peligro, hace que la población ocupe cada vez más áreas inundables. La peligrosidad del emplazamiento se traduce en las catastróficas inundaciones recogidas en los archivos históricos y, el intento de alejar esa amenaza con continuas obras de defensa ha conformado un extraordinario patrimonio que debe respetarse y mantenerse. No debería cambiar algo que ha sido y sigue siendo efectivo, cuando las condiciones que lo originaron no solo no han cambiado, sino que incluso pueden agravarse para los nuevos escenarios que se vaticinan.

2. OBJETIVOS Y METODOLOGÍA

El objeto de estudio son las prácticas culturales que permiten reducir los riesgos de las crecidas, al dispersar la avenida de turbias a espacios de entarquinamiento, en los que se convierten los bancales o terrazas escalonados según la pendiente. También es el análisis de las presas y redes de boqueras asociadas a ellas en espacios del territorio que hemos delimitado como región del Sureste. Su construcción es resultado de una ordenación del territorio en función del poder de organización, técnico y económico, de los grupos que las aprovechan (Gil-Meseguer, 2014, p. 41).

El abandono de los bancales ha desatado un conjunto de procesos a partir del desmoronamiento de los muros de piedra y la apertura de trenques, como es el incremento de la erosión y la pérdida de suelo, que ha contribuido al deterioro de estos

paisajes (Lasanta *et al.* 2013, p. 301). Son técnicas de retener agua y suelo para crear oasis en medios áridos y semiáridos, que permiten el desarrollo de cultivos, de pastos y hasta de arbolado forestal, como formas para luchar contra la desertificación (Mongil & Martínez, 2007, p. 77). Las aguas turbias eran aprovechadas de forma integral (abastecimientos, regadíos, energía, etc.) en ramblas y en espacios de su entorno (Gómez-Espín 2004, p.19).

Para su localización se ha llevado a cabo una consulta de documentación en archivos como el de Confederación Hidrográfica del Segura (ACHS) y en archivos municipales como el de Murcia, Abarán, Blanca, y Ulea, pero ha servido para conocer la escasa o nula información sobre estos sistemas. Es necesario buscar en el campo para localizarlos y conocer su estado, midiendo y fotografiando los restos existentes. El uso de visores como Sitmur, la cartografía disponible de ediciones antiguas y, sobre todo las entrevistas con antiguos usuarios de ellos que conocen o tienen información de la evolución que han sufrido. También se ha realizado la búsqueda y lectura de la bibliografía que existe, con objeto de comparar con prácticas en otros lugares.

Esta investigación es un estudio de Geografía Regional, de relación hombre-medio, para reconocer y valorar la posibilidad de mantener unas actuaciones realizadas desde antiguo, para facilitar y permitir la vida en un medio semiárido, pero que en la actualidad se postulan como interesantes para mitigar las inundaciones en las áreas densamente pobladas e incluso, como resiliencia ante periodos de sequías.

3. EVOLUCIÓN DE LOS SISTEMAS TRADICIONALES DE ACOPIO DE AGUA EN EL SE DE ESPAÑA

Desde la segunda mitad del siglo XX se van a dar unos cambios socioeconómicos de gran trascendencia en estos territorios. El desarrollo económico que experimenta el país va por ganar más importancia sectores económicos como la industria y los servicios. Pero también la agricultura va a registrar una transformación como no se dio en siglos precedentes. La reforma que necesitaba este sector va a ir por la puesta en riego de amplias superficies de secano, posibilitada por la construcción de una infraestructura hidráulica, que permite una gestión de la capacidad hidrológica de los cursos de agua, totalmente nueva.

En el espacio surestino peninsular se destaca la puesta en activo de los embalses, como el del Cenajo, y también la capacidad de elevar agua a cotas de altitud imposibles hasta ahora con los medios tradicionales.

En un primer momento la expansión del área regada se hace en las áreas inmediatas a los ríos regulados, como es el río Segura, y ocupa espacios de secano y secano asistido. Como el riego es el tradicional “a manta”, se conservan los aterramientos, que en todo caso se afianzan con otras técnicas constructivas.

También comienza la extracción de agua de niveles profundos del subsuelo, que antes era imposible alcanzar. Estos caudales se emplean mayoritariamente en regadíos que se ocupan con arboricultura de frutales cítricos y de pepita y hueso. Son producciones dirigidas a la exportación que está en expansión. Son productos valiosos en el mercado y por tanto los que pueden sufragar el mayor coste del agua empleada, por la necesidad de pagar una infraestructura y los costes de impulsión. En esta primera

expansión del regadío, años 60 del siglo pasado, no desaparecen los aprovechamientos de presa y boquera que mantienen un secano asistido e incluso proporcionan riego a tierras de secano transformadas en regadíos por la explotación de aguas subterráneas. Siguen utilizándose porque el agua no les cuesta nada, y llega por gravedad en una práctica ancestral que conocen y dominan esos agricultores.

Sobre la gran superficie de secano del resto del territorio, continúan y se mantienen las prácticas tradicionales hasta que se generaliza la extracción del agua de los acuíferos profundos, como sucede en el Guadalentín, en el acuífero de Ascoy-Sopalmo, o en el Campo de Cartagena-Mar Menor.

Mientras se riega “a manta” se mantienen los abancalamientos en terrazas existentes desde el cultivo en secano. El momento de inflexión para el mantenimiento de estos sistemas no es homogéneo, pero va unido a la emigración desde los espacios rurales a los centros que demandan mano de obra para ocupar en la industria y en los servicios, sea en España o en el extranjero. Esa emigración hace que los pequeños propietarios de tierras de secano, aquellas que se localizan en lugares de difícil acceso, lo que dificulta su laboreo mecánico, de aleatorios y escasos resultados productivos, las abandonen y con ello las labores de mantenimiento necesarias para sostener esos aterrazamientos o, los sistemas de captación de aguas de vertientes o de presa de derivación y boquera. Si el campesinado falta, también lo hace la mano de obra que mantenía estos sistemas.

El abandono es progresivo e incluso pasa a ser destrucción, con el cambio que comienza con la introducción del riego localizado, fundamentalmente el riego por goteo.

El nuevo sistema de riego permite una mejor gestión de los caudales disponibles, pues ya no es necesario un gran volumen de agua en un corto espacio de tiempo, sino que se alarga en el tiempo el cubrir la demanda, pero con caudales momentáneos más reducidos. Esta sensación de poder cubrir demandas ya acelera la transformación en nuevos regadíos, que se hace en las tierras de secano tradicional e incluso nuevas roturaciones, que la disponibilidad de más potentes medios mecánicos favorece.

La implantación de esta técnica de riego va a llevar a otra situación en el territorio. En las nuevas roturaciones se levanta la costra caliza (si existe), se eliminan desigualdades topográficas del terreno si dificultan la mecanización, pero ya no se forman terrazas con bancales que mantengan el agua de riego y consecuentemente las escorrentías en momentos de precipitaciones de gran intensidad horaria. Pero, además, para mejorar la productividad reduciendo el tiempo de las labores agrícolas, se destruyen los tradicionales aterrazamientos base de la subsistencia de los cultivos en las condiciones de semiaridez que caracterizan estos espacios. También se abandonan o descuidan los complejos hidráulicos de presa-boquera (Gil-Meseguer, Bernabé-Crespo y Gómez-Espín, 2020). Mantenerlos puede ser oneroso cuando el agricultor cree tener asegurado el abastecimiento de agua a su terrazgo, sin tener que acudir a él en condiciones de lluvias intensas para dirigir el riego con las aguas derivadas de las ramblas. Incluso, esas aguas derivadas a las tierras de cultivo ocupadas con nuevos cultivos hortícolas, dejan de interesar por las consecuencias que pueden provocar en estos o, en la infraestructura del riego por goteo. No interesa dirigir sus aguas broncas a las parcelas de cultivo, porque al no disminuir la pendiente con la formación de la terraza, su poder erosivo puede destruir la plantación, sea de arbo-

lado o de hortícolas. Por ello, incluso son destruidas por el hombre estas obras tan importantes durante siglos.

En todo el territorio surestino peninsular se localizan estos sistemas abandonados, destruidos, desvirtuados por actuaciones que llevan las aguas lejos de las tierras de cultivo, incluso reconquista de antiguos cauces que se convirtieron en tierras de cultivo y se conocieron como cañadas, con la ausencia actual de las prácticas tradicionales que retenían agua y suelo.

Se produce un aumento de las escorrentías libres al no facilitarse la penetración en el suelo y, una pérdida de suelo útil, tan costosamente formado a lo largo del tiempo. Además, con las nuevas prácticas agrícolas, hay un incremento de la carga sólida, disuelta, en suspensión y en arrastre, en esas escorrentías, que incrementan su poder destructivo.

Mientras que en cultivo de secano se labraba después de llover, para romper la capilaridad del suelo y almacenar el agua en él, en la actualidad se ha eliminado esa labor. El agua se la suministra el goteo a pie de planta, con todos los nutrientes necesarios, de ahí la gran uniformidad en la plantación. En la arboricultura se ha optado por evitar las labores de labranza, y las malas hierbas que puedan competir con la plantación o atraer insectos, se eliminan con herbicidas. Eso crea un suelo cada vez más endurecido por la ausencia de laboreo y la compactación por la pérdida de humedad fuera del área que recibe el goteo a goteo. Los espacios entre plantas se convierten en verdaderos canales que canalizan las aguas de lluvia hacia los puntos más bajos. Además, con frecuencia se planta y se organiza todo en el mismo sentido de la pendiente buscando la mayor longitud de la plantación y reducir los cambios de sentido de la maquinaria empleada.

En los cultivos hortícolas al aire libre se laboreo el suelo hasta dejarlo suelto y aireado, donde se planta fácilmente con una pequeña presión y, donde el goteo penetra con facilidad y empapa y mantiene la humedad bajo la planta. El resto del terrazgo, el espacio libre para poder realizar la labor mecánica o manual de plantar y recoger cosecha, se ofrece al libre escurrir del agua durante fuertes precipitaciones y, fácilmente cargada de las finas partículas de suelo muy trabajado, que siguen la pendiente del espacio, que a favor de ese riego por goteo o cinta enterrada no se ordenó en bancales planos para retener aguas corrientes.

Junto a esta evolución en la actividad agrícola, la emigración rural hacia los núcleos de población de mayor entidad, que ofrecen unos servicios que se consideran imprescindibles en la vida actual, ha ocasionado también el abandono de otra práctica que acopiaba esas aguas de escorrentía para permitir la vida en un medio sin cauces permanentes de agua, es el mantenimiento de los aljibes (Box-Amorós, 1995) (Figura 1). Estas cisternas subterráneas acumulaban agua para asegurar la existencia de sus moradores y ganados. Aljibes de uso privado y comunal que explican el poblamiento disperso en nuestros campos. También aparecían junto a los caminos del tránsito ganadero para que abrevaran estos ganados, o comerciantes. El abandono de ese poblamiento y esas prácticas comerciales y trashumantes por la mejora de los transportes, ha dejado de “embalsar” esos caudales provenientes de los tejados o de vertientes organizadas como “impluvium” de esos depósitos. Además, se han olvidado o se desconoce las prácticas para la “salud” de esas aguas. También la contaminación ambiental y de los suelos ha hecho que, interesados en mantenerlos, hayan desistido.

Si en el mundo rural esta es la realidad desde los años sesenta del siglo pasado, hay que mencionar la incidencia de un aumento de los desarrollos urbanos y de infraestructuras de transporte que se ha llevado a cabo sobre los espacios de esos “secanos asistidos” mayoritariamente, por su localización en el límite entre los relieves montañosos y los valles y cuencas, de topografía favorable a la ocupación humana, donde se localizan los mayores núcleos de población. El asfaltado o encementado de esas áreas, por la construcción de viarios o por las propias cubiertas de los edificios, está haciendo impermeable un espacio y, las aguas que no se infiltran tampoco se canalizan hacia los tradicionales depósitos en los que se basaba la vida de estos medios semiáridos. Hoy se registra un aumento de caudales causantes de avenidas catastróficas, cuando la abundancia de obras hidráulicas construidas en el territorio para alejar ese riesgo característico de estas áreas, hacía pensar que las esporádicas crecidas no provocarían daños a la población.

Figura 1. Aljibe abandonado en el Campo de Murcia



Fuente: E. Gil-Meseguer, 2021.

No es un problema nuevo, siempre este territorio ha estado sometido a periódicas inundaciones. La respuesta fue realizar obras para almacenar el agua en grandes embalses, para así poder gestionarla en la doble vertiente que nos afecta. Guardar para que no haga daño con su poder destructivo, y tenerla para superar las sequías. También obras de defensa para las poblaciones, con canales de derivación, muros de contención, encauzamientos...Tenemos una larga historia y muchos ejemplos, que se han manifestado válidos, pero, como se ha venido diciendo, al “alejar” el riesgo de inundación con las actuaciones que se hacen, el propio hombre incurre en ocupaciones y acciones que otra vez lo hacen sensible a esas catástrofes. Ocupa cauces, los encauza reduciendo peligrosamente su capacidad e incluso potenciando su poder destructivo al aumentar la altura de la lámina de agua, también al impermeabilizar el cauce y al rectificar su trazado y hacerlo más rectilíneo. Obstruye los cauces con desagües inadecuados o insuficientes, los utiliza sin medir las consecuencias de su actuación cuando la dinámica hidráulica se ponga en acción. Incluso instala, en el área

reconocida como inundable, inmuebles, con frecuencia de uso público, a veces muy costosos e importantes por los servicios que prestan. Los ejemplos son numerosos y reconocidos (Muñoz-Garre & Gómez-Espín, 2020).

4. ABANDONO Y DESTRUCCIÓN DE ESTOS APROVECHAMIENTOS Y NUEVAS ACTUACIONES SOBRE EL MEDIO

Todas esas prácticas tradicionales fueron útiles para permitir la vida de los pobladores de este medio semiárido y la existencia de una agricultura de secano. El abandono actual de ellas nos ha demostrado que tenían otra utilidad, la de atenuar los efectos catastróficos de las escorrentías que se originaban tras fuertes aguaceros, de alejar el riesgo de las inundaciones, de aumentar la resiliencia de estos espacios ante las crecidas mediterráneas de aparición recurrente.

Ya se ha puesto en evidencia desde hace años, por parte de otros geógrafos (Morales-Gil, Box-Amorós, Bru-Ronda, Gil-Olcina, Marco-Molina, Vera-Rebollo, Calvo) en una amplia bibliografía sobre el papel que realizaban los aterrazamientos y los complejos de presa-boquera, para infiltrar el agua de las escorrentías superficiales contribuyendo a laminar e incluso evitar las crecidas e inundaciones. Igualmente se han puesto en valor por su significado como patrimonio material e inmaterial, y lo que significaron para la construcción de unos paisajes agrarios característicos del mundo mediterráneo (Morote-Seguido & Hernández-Hernández, 2017). Faltan trabajos acerca del volumen de agua que está incrementando los caudales de crecida por el abandono y destrucción de estos aprovechamientos.

Figura 2. Progresión de la erosión en un aterrazamiento abandonado



Fuente: Rafael Miguel García-Sánchez, 2021.

Realmente es difícil de calcular por la falta de registros antiguos, donde se pueda establecer una relación entre precipitaciones registradas y caudales circulantes con las consecuencias en daños y áreas afectadas. Lo que es aceptado por los concededores

del medio es que, a pesar de la importante actuación para controlar y poder gestionar esas aguas de escorrentía con obras hidráulicas, de notable importancia por el coste de todo tipo, el riesgo de avenidas catastróficas sigue existiendo. Desde un primer momento se habló de la ocupación por el hombre de terrenos dentro del área natural de inundación confiando en esas obras de defensa realizadas. Ejemplos hay por todo el territorio del sureste peninsular y del Mediterráneo, conocidos y difundidos tras hechos con consecuencias graves (Gil-Olcina *et al.*, 1983; 1986), y se sigue poniendo en evidencia en las últimas situaciones acaecidas, como fue el 28 de septiembre de 2012 (Gil-Meseguer, Pérez-Morales y Gómez-Espín, 2012), o la última más generalizada y de graves consecuencias de todo tipo de septiembre de 2019. La magnitud por extensión, duración y volúmenes de agua precipitada y evacuada, los daños ocasionados, la hacen de tan triste recuerdo que se han realizado reportajes recordando el drama un año después. En aquellos momentos se trabajó con un acertadísimo pronóstico de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), que en un principio a los vecinos del territorio les pareció exagerado, que fue respetado por las autoridades a las que iba dirigido y se comenzaron a tomar medidas. A pesar de ello fue una catástrofe, cuando se analizaron todos los hechos, se vio que, con la magnitud de las precipitaciones ni en un óptimo de la situación de los cauces se hubiera podido evitar. Los afectados, cuando se les pregunta un año después dan algunas soluciones, en su mayoría referentes a realizar obras y actuaciones en los cauces e incluso construcción de algún embalse. Todas soluciones “clásicas” porque son las que se vienen haciendo tradicionalmente. Sin embargo, debe comenzarse por prestar atención a la ordenación del territorio como medida más sostenible frente al aumento de esas obras duras propias de la solución de los ingenieros. Esta debe de estar realizada con el conocimiento y respeto al medio en el que se vive, y mantenida por las autoridades pertinentes sin intereses partidistas de ningún tipo y, sería deseable que armonizando las distintas administraciones en aras de una mejor acción. En este caso, se empezaron a tomar varias medidas. Las primeras y más urgentes era la reparación de lo destruido y, tratar de mejorar y corregir problemáticas puestas en evidencia por la catástrofe. También buscar soluciones para situaciones futuras, pues no sólo las características climatológicas del territorio no van a variar, sino que la AEMET alerta de que lo que caracterizará el tiempo en años futuros será la aparición de sucesos extremos, sequías y fuertes precipitaciones, más frecuentes o más intensos.

En la búsqueda de esas soluciones, y cómo una de las áreas afectada en esa situación de septiembre de 2019, se encuentra el territorio que rodea al Mar Menor, con toda una problemática, que en este septiembre de 2019 se mostró en un máximo, que ya se arrastraba y siguió poniéndose en evidencia en otras situaciones. El pueblo que se ha significado por la incidencia de estos fenómenos de inundación es Los Alcázares, que en los últimos seis años ha sufrido cinco inundaciones, pero es que desde septiembre de 2019 a finales de enero de 2020 registró tres.

Explicar esta recurrencia del riesgo es reconocer la irresponsable actuación del hombre sobre el territorio, con ocupación de los cauces de las ramblas con construcciones, también correcciones que han mermado su capacidad de drenaje, se ha llevado a cabo todo tipo de construcciones en el área natural de inundación etc. Se apunta también el aumento de la impermeabilización de cada vez más extensión de suelo por el crecimiento urbano propio y como área de segunda residencia y turística

(Romero-Díaz, Caballero-Pedraza y Pérez Morales, 2017), por las crecientes infraestructuras de comunicaciones que cortan transversalmente las direcciones naturales de drenaje y por las nuevas prácticas agrícolas (Caballero-Pedraza, Romero-Díaz y Soto-Espinosa, 2015).

El aspecto de la impermeabilización o el sellado del suelo como una de las causas del aumento de las escorrentías, aparece en todo el mundo desarrollado por el crecimiento del espacio urbanizado. La Comisión Europea ha realizado indicaciones sobre lo que significa dando incluso algunos consejos para evitar su crecimiento descontrolado (Comisión Europea, 2013). En esta línea ya hay por parte de algunos países la recomendación e incluso obligatoriedad del uso de sistemas de drenaje sostenibles (USDS) en los procesos de urbanización, así como lo oportuno de recoger el agua de lluvia para utilizarla en determinadas labores del hogar, desde el jardín al aseo de la casa. Esta última recomendación nos acerca al papel de nuestros aljibes, cuyo abandono y destrucción incrementa los caudales circulantes tras fuertes precipitaciones.

La gravedad de las inundaciones de septiembre de 2019 ha servido para un mayor interés de la población sobre las irregularidades cometidas en el medio por el hombre y que contribuyen a esos importantes daños. También para una amplia difusión de la variedad de posibilidades que ya se siguen para hacer más permeables las ciudades, fundamentalmente desde el campo de la ingeniería (Trapote-Jaume y Fernández-Rodríguez, 2016). Es cierto que estas prácticas aparecen en los países del norte de Europa, con climas húmedos que mantienen una cubierta vegetal que protege el suelo, nada similar al espacio que nos ocupa (García-Haba, 2012).

Como quienes sufren los efectos negativos de estos eventos extraordinarios son los pobladores de los núcleos urbanos, aunque hay medidas que se están tomando en el espacio agrario para mitigar las escorrentías ya desde hace algún tiempo, ahora se han dirigido a los espacios urbanos. En esta línea ya existían tanques de tormenta con la finalidad de que no llegaran las aguas contaminadas a la laguna salada del Mar Menor, aunque no todos funcionales. Además de subsanar las deficiencias, la acción que se ha difundido en los diarios locales de la Región de Murcia, La Verdad y La Opinión, el día 06/04/2021, es la implantación de SUDS en las poblaciones que circundan el Mar Menor en su ribera interior Incluso se presentó por parte de la Consejería de Fomento el estudio realizado por profesores de la Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT) que es la base de estas actuaciones. Sin embargo, estas experiencias que parecen útiles en un mundo húmedo, tienen a medio plazo el problema de su inutilización por la cantidad de limos arrastrados por las aguas que llegan a las poblaciones desde el espacio inmediato.

5. CONCLUSIONES: LA PUESTA EN VALOR Y REVITALIZACIÓN DE LAS ACTUACIONES TRADICIONALES DEL HOMBRE EN UN MEDIO QUE CONOCÍA Y RESPETABA

Desde la catástrofe de 19 de octubre de 1973 que costó enormes daños en territorios de este espacio surestino y más de 100 muertos, los geógrafos han puesto en evidencia, además de las causas climatológicas, cómo determinadas actuaciones del hombre han repercutido en estas catástrofes. Pero desde aquel tiempo de la segunda mitad

del siglo XX, el hombre ha continuado realizando actuaciones en el medio que han seguido favoreciendo e incrementando los daños de las avenidas que se han sucedido, a pesar incluso de las importantes y costosas infraestructuras llevadas a cabo por la administración personificada en las Confederaciones Hidrográficas. Hay sin embargo otras acciones que, sin ser tan costosas e impactantes en el territorio, se demuestran útiles. Es el mantenimiento de los aterrazamientos, incluso restituir algunos de los eliminados en las cañadas tradicionales y donde el suelo no sea permeable por el dominio de arcillas y margas. Labor esta que a veces queda en manos de autoridades públicas, que se ocupan de los terrenos forestales de antiguos “enclavos agrícolas” que eran terrenos ordenados de esa forma en las vertientes. También crear ayudas en distintos niveles de administración, para el mantenimiento de esos paisajes, tanto por su valor patrimonial como para mitigar el riesgo de avenidas catastróficas. Volver a labrar en sentido perpendicular a la pendiente o, en su defecto crear “cajas de agua”, y realizar algún laboreo en las parcelas de cultivo que evite el sellado del suelo. Serían recomendaciones apoyadas por algún tipo de ayuda o beneficio a quienes las practicasen, lo que implica darlas a conocer como previo paso para incluso llegar a ser una obligación.

La imposición de recoger en las extensiones de invernaderos las escorrentías que su impermeabilidad favorece, como ya se está haciendo en áreas de Almería y Murcia.

El mantenimiento de los complejos hidráulicos de presa y boquera que aún se conservan, para derivar aguas a algún sector no ocupado, o secano abandonado y, reducir los caudales concentrados en las ramblas. Sería interesante favorecer nuevas derivaciones de este tipo, pues los cambios en el territorio de los secanos asistidos, ha hecho inútiles algunos sistemas e incluso se han destruido porque podían afectar negativamente a la nueva ordenación, pero en otros lugares se hacen interesantes para dirigirlos a los embalses de acumulación que existen en los nuevos regadíos. Algunos ejemplos hay, e incluso sus mantenedores hablan de ser escasa la capacidad de almacenamiento en los momentos de fuertes precipitaciones.

Ayudar al mantenimiento, restauración e incluso nueva construcción de aljibes en las segundas residencias y en los polígonos industriales y de servicios. Puede que deba de ser de obligado cumplimiento por las dificultades de abastecimiento y por el incremento de la superficie impermeabilizada.

Son todas actuaciones en el territorio, que retendrían el suelo y el agua de las precipitaciones torrenciales, para que no llegaran en esa crecida súbita e inesperada de grandes volúmenes de agua, con cargas sólidas que las dotan de un poder destructivo mayor. Esa carga sólida que, al inundar los asentamientos urbanos, con la cada vez más evidente falta de ordenación adecuada respetando las líneas de drenaje natural, originan grandes daños de todo tipo y, pueden sellar e inutilizar a medio plazo costosas obras de permeabilidad urbana realizadas en ellos. En definitiva, ordenar el territorio para mitigar los daños de sucesos extremos como sequías e inundaciones.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BOX AMORÓS, M. (1995). Un aprovisionamiento tradicional de agua en el sureste ibérico: los aljibes. *Investigaciones Geográficas*, 13, 91-106.

- CABALLERO PEDRAZA, A., ROMERO DÍAZ, A. Y SOTO ESPINOSA, I. (2015): Cambios paisajísticos y efectos medioambientales debidos a la agricultura intensiva en la Comarca del Campo de Cartagena-Mar Menor (Murcia). *Estudios geográficos* Vol. LXXVI, 279, 473-498.
- CALVO GARCÍA-TORNEL, F. (2016) Riego por avenida en laderas subáridas: el río Guadalentín en Lorca. En Vera Rebollo; Olcina & Hernández (Coord.), *Paisaje, cultura territorial y vivencia de la Geografía. Libro homenaje al profesor Alfredo Morales Gil*. (1049-1069). Alicante: Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física- Instituto Interuniversitario de Geografía.
- COMISIÓN EUROPEA (2013). *Los costes ocultos del sellado del suelo: En busca de alternativas a la ocupación y el sellado del suelo*. Luxemburgo: Oficina de Publicaciones de la Unión Europea
DOI:10.2779/16773
- GARCÍA HABA, E. (2012). *Control de escorrentías urbanas mediante pavimentos permeables: aplicación en climas mediterráneos*. Trabajo Fin de Master del master en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Universidad Politécnica de Valencia. Recuperado en: <http://observatoriagua.uib.es>
- GIL MESEGUER, E. (2014). Aprovechamiento y gestión del agua en medios semiáridos. En PHICARIA II. *Encuentros Internacionales del Mediterráneo. Uso y gestión de recursos naturales en medios semiáridos de ámbito mediterráneo*. (39-52). Universidad Popular de Mazarrón.
- GIL MESEGUER, E., LÓPEZ FERNÁNDEZ, J. A. Y GÓMEZ ESPÍN, J. M^a. (2015). Regadíos de turbias y secanos asistidos en el Sureste de España. El sistema de Azud de Guadalupe o Presa de derivación de avenidas de la rambla del Zoco (Murcia). *Revista Murciana de Antropología*, 22, 161-176.
- GIL MESEGUER, E., PÉREZ MORALES, A., & GÓMEZ ESPÍN, J. M. (2012). Precipitaciones y avenidas del 28 de septiembre de 2012 en el cuadrante suroccidental de la cuenca de Segura, (municipios de Lorca, Puerto Lumbreras y Pulpí). *Papeles de Geografía*, (55-56), 75-94. Recuperado a partir de <https://revistas.um.es/geografia/article/view/176221>
- GIL MESEGUER, E., BERNABÉ CRESPO, M. B. Y GÓMEZ ESPÍN, J. M^a. (2020). Secanos asistidos en el piedemonte de Sierra de La Pila (Región de Murcia-España). *Revista Española de Estudios Agro-sociales y Pesqueros (REEAP)*, 256, 15-48.
- GIL-OLCINA, A. ET AL (1983). *Lluvias torrenciales e inundaciones en Alicante*. Instituto Universitario de Geografía. Universidad de Alicante.
- GIL-OLCINA, A. ET AL (1986). *Inundaciones en la ciudad y término de Alicante*. Universidad de Alicante-Ayuntamiento de Alicante.
- GÓMEZ- ESPÍN, J. M^a. (2004). *Aprovechamiento integral del agua en la Rambla de Nogalte (Puerto Lumbreras-Murcia)*. Excmo. Ayuntamiento de Puerto Lumbreras. Obra Social de la CAM. Universidad de Murcia.
- HERNÁNDEZ HERNÁNDEZ, M., & MORALES GIL, A. (2013). Los aprovechamientos tradicionales de las aguas de turbias en los piedemontes del sureste de la península ibérica: estado actual en tierras alicantinas. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (63), 105-123. <https://doi.org/10.21138/bage.1608>
- HERNÁNDEZ HERNÁNDEZ, M., SAURÍ PUJOL, D., MOLTÓ MANTERO, E.A. (2016). Las aguas pluviales y de tormenta: del abandono de un recurso hídrico con finalidad agrícola a su implantación como recurso no convencional en ámbitos urbanos. En Vera Rebollo; Olcina & Hernández (Coord.), *Paisaje, cultura territorial y vivencia de la Geografía. Libro homenaje al profesor Alfredo Morales Gil*. (1100-1120). Alicante: Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física- Instituto Interuniversitario de Geografía.
- LASANTA MARTÍNEZ, T., ARNAÉZ, J., RUIZ FLAÑO, P., & LANA-RENAULT MONREAL, N. (2013). Los bancales en las montañas españolas: un paisaje abandonado y un recurso potencial. *Boletín De La Asociación De Geógrafos Españoles*, 63, 301-322. <https://doi.org/10.21138/bage.1616>

- LÓPEZ, A. (2021, ABRIL,6) Las primeras obras contra las riadas en el Mar Menor se harán en El Carmolí y Playa Honda. *La Verdad*. Murcia.
- L.O. (2021, ABRIL, 6) Modelos de construcción más sostenibles para evitar las inundaciones en el Mar Menor, *La Opinión*. Murcia
- MARCO-MOLINA, J.A. Y VERA-REBOLLO, F. (1988). Impactos de los usos del suelo y erosión en las cuencas vertientes del sur del País Valenciano. *Investigaciones Geográficas*, 6, 7-32
- MARCO-MOLINA, J.A. Y MORALES-GIL,A. (2004). Terrazas de cultivo abandonadas en el sureste peninsular: aspectos evolutivos. *Nimbus*, 13, 81-90
- MATEU BELLÉS, J. F. (1989). Rios y ramblas mediterráneos. En Gil Olcina y Morales Gil. *Avenidas fluviales e inundaciones en la cuenca del Mediterráneo*. (133-150). Alicante: Instituto Universitario de Geografía de la Universidad de Alicante - Caja de Ahorros del Mediterráneo.
- MONGIL, J., MARTÍNEZ DE AZAGRA, A. (2007). Técnicas de recolección de agua y de oasisificación para el desarrollo de la agricultura y la restauración forestal en regiones desfavorecidas. *Cuadernos Geográficos*, 40, 67-80.
- MORALES GIL, A. (1969). El riego con aguas de avenida en las laderas subáridas. *Papeles de Geografía*, 1, 167-183.
- MORALES GIL, A., BRU RONDA, C. Y BOX AMOROS, M (1983). Las crecidas en los barrancos de las Ovejas y de Aqua Amarga. Alicante. Octubre-1982. *Estudios Geográficos*, Vol.44, nº170-171, 143-170
- MORALES GIL, A & BOX AMORÓS, M. (1986). El aprovechamiento del agua y los suelos en un dominio semiárido: la cuenca del Barranco Blanco. Agosto (Alicante). *Investigaciones geográficas*, 4, 7-24
- MORALES GIL, A (1989). Abandono y desorganización de los sistemas de riegos de turbias. Su incidencia en la escorrentía. En *Los paisajes del agua: Libro jubilar dedicado al profesor Antonio López Gómez*. (199-204). Universidades de Valencia y Alicante
- MORALES GIL, A. (2004). Aprovechamiento de aguas turbias. En Gil Olcina, A. (dir.): *La cultura del agua en la cuenca del Segura*. (403-438). Murcia: Cajamurcia.
- MUÑOZ GARRE, P. Y GÓMEZ ESPÍN, J. M^a. (2020). Poblamiento y espacio regado en el sector sureste de la Huerta de Murcia. Efectos de la DANA de los días 12 y 13 de septiembre de 2019. *Papeles de Geografía*, 66. 47-67. DOI: <http://doi.org/10.6018/geografia.439441>
- ROMERO DÍAZ, A., CABALLERO PEDRAZA, A., & PÉREZ MORALES, A. (2017). Expansión urbana y turismo en la Comarca del Campo de Cartagena-Mar Menor (Murcia). Impacto en el sellado del suelo. *Cuadernos de Turismo*, 39, 521-546. <https://doi.org/10.6018/turismo.39.290691>
- TRAPOTE JAUME, A. Y FERNÁNDEZ RODRÍGUEZ, H. (2016). *Memoria del proyecto: Técnicas de Drenaje Urbano Sostenible*. Alicante. Instituto del Agua y de las Ciencias Ambientales Universidad de Alicante. Recuperado de: <http://www.agroambient.gva.es>

POTENCIALIDAD DE LA GENERACIÓN DE ÍNDICES DE CAMBIO ESTRUCTURAL MEDIANTE LA UTILIZACIÓN DE MÉTRICAS LIDAR PRE- Y POST-INCENDIO PARA EL ANÁLISIS DE LA SEVERIDAD EN BOSQUES DE *PINUS CANARIENSIS*

Eduardo Martínez Díaz¹, Antonio Luis Montealegre gracia^{2,3}, María Teresa Lamelas Gracia^{2,3}

¹ Gestión y Planeamiento Territorial y Medioambiental, S.A.

² Centro Universitario de la Defensa de Zaragoza, Academia General Militar, Ctra. de Huesca s/n, 50090 Zaragoza, España; monteale@unizar.es (ORCID iD <https://orcid.org/0000-0001-6288-2780>); tlamelas@unizar.es (ORCID iD <https://orcid.org/0000-0002-8954-7517>)

³ GEOFOREST-IUCA, Universidad de Zaragoza, Pedro Cerbuna 12, 50009 Zaragoza, España

Resumen

La estimación de la severidad es una práctica común para abordar la recuperación de las áreas quemadas y mejorar la planificación de la gestión post-incendio. La disponibilidad de datos *LiDAR* (*Light Detection And Ranging*) multitemporales, proporcionados por el Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA), abre una línea de investigación para analizar el impacto de la severidad mediante la utilización de índices basados en las diferencias estructurales entre la situación pre- y post-fuego de la vegetación. Este trabajo analiza dos incendios ocurridos en las islas de La Palma y Tenerife durante el tiempo transcurrido entre las dos coberturas *LiDAR*-PNOA (2009-2016). Para evaluar la capacidad de los datos *LiDAR* se han seleccionado píxeles con diferentes niveles de severidad, obtenidos de los índices *dNBR* y *RdNBR* calculados con imágenes Landsat, y se han correlacionado con una serie de índices estructurales derivados de las alturas de los retornos *LiDAR*. Los resultados demuestran el potencial del análisis multitemporal con datos *LiDAR*, siendo los índices vinculados con la densidad forestal los que obtienen las correlaciones más fuertes (hasta 0,69). Además, el estudio arroja diferencias en cuanto al tipo de cubierta forestal afectada y evidencia la necesidad de contar con coberturas *LiDAR* próximas a los incendios.

Palabras clave: *LiDAR*, PNOA, *dNBR*, *RdNBR*, Incendio forestal, Análisis multitemporal.

Abstract

Severity estimation is a common practice to address the recovery of burned areas and improve post-fire management planning. The availability of multitemporal *LiDAR* (*Light Detection And Ranging*) data, provided by the National Plan for Aerial Orthophotography (PNOA), opens a line of research to analyze the impact of severity through the use of indices based on structural differences between pre- and post-fire vegetation state. This research analyzes two fires occurred on La Palma and Tenerife islands during the elapsed time between the two *LiDAR*-PNOA captures (2009-2016).

To evaluate the suitability of LiDAR data, pixels with different severity values have been selected using the dNBR and RdNBR indices calculated from Landsat images. The severity values have been correlated with several structural indices derived from the LiDAR return heights metrics. The results demonstrate the potential of multi-temporal analysis of LiDAR data, being the indices related to forest density those obtaining the strongest correlations (up to 0.69). In addition, the study shows differences in the type of forest cover affected and the need for LiDAR captures closer to the fire occurrence dates.

Keywords: Airborne Laser Scanner, PNOA, dNBR, RdNBR, Forest fire, Multitemporal analysis.

1. INTRODUCCIÓN

La Comunidad Autónoma de Canarias se ve afectada cada año por incendios forestales, la mayoría de ellos de origen antrópico (Clement *et al.*, 2004). Uno de los elementos clave en la gestión posterior de las áreas quemadas es la severidad (Montorio *et al.*, 2014), definida como el daño sufrido por los ecosistemas a causa del fuego (Key y Benson, 2006; Keeley, 2009), o como el grado o magnitud del cambio ecológico causado por el fuego. La severidad está directamente relacionada con la cantidad de materia orgánica consumida (Montorio *et al.*, 2014). Así, los incendios con valores altos de severidad producen tasas de recuperación inferiores a las observadas en incendios con menor severidad (Doerr *et al.*, 2006; Moody *et al.*, 2013).

El acervo científico sobre el análisis de la severidad se puede agrupar en dos tipos de técnicas. Por un lado, las técnicas basadas en trabajo de campo se centran en la evaluación, mediante índices, de la mortalidad de la vegetación (Larson y Franklin, 2005), el tamaño de las ramas no consumidas por el fuego (Keeley *et al.*, 2008), la humedad y grado de daño producido en el suelo (Ferguson *et al.*, 2002; Chafer, 2008) o la altura alcanzada por las llamas (Edwards *et al.*, 2013). El índice más utilizado por la comunidad científica es el *Composite Burn Index* (CBI), desarrollado por Key y Benson (1999) (De Santis y Chuvieco, 2007). Por otro lado, el uso de índices espectrales derivados del procesamiento de imágenes ópticas multiespectrales satelitales permite la discriminación de las zonas quemadas y el análisis del grado de severidad (Chuvieco, 2002; Chuvieco, 2009). Los índices más utilizados son el dNBR (*differenced Normalized Burn Ratio*) y el RdNBR (*Relative difference Normalized Burn Ratio*), ambos derivados del NBR (*Normalized Burn Ratio*) (Miller y Thode, 2007; Arellano *et al.*, 2017), los cuales ponen en relación la sensibilidad espectral de las bandas del infrarrojo cercano o NIR (*Near-Infrared* - 0,76-0,90 μm) y el infrarrojo de onda corta o SWIR (*Short-wave Infrared* - 2,08-2,35 μm).

En los últimos años, las tecnologías SAR (*Synthetic Aperture Radar*) y LiDAR (*Light Detection And Ranging*) han supuesto un gran avance para la teledetección en regiones donde la cubierta nubosa es abundante. En el caso de los sistemas LiDAR aeroportados, la escasa periodicidad de la información capturada con estos sensores ha condicionado que en la mayoría de los trabajos haya una carencia de información previa al incendio sobre el estado de la cubierta vegetal. En este sentido, una posible solución para superar este inconveniente es la adoptada por Montealegre *et al.*, (2014), donde

se asume que las masas forestales antes de la ocurrencia del incendio presentaban una estructura homogénea y que, por tanto, las diferencias post-incendio observadas se deben a variaciones causadas por la severidad. La realización de este tipo de estudios es posible mediante su combinación con otros indicadores, como el CBI o índices espectrales como el dNBR, NBR, NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), o el RdNBR. Sin embargo, diversos artículos apuntan a que la utilización únicamente de datos post-incendio no logra captar totalmente la magnitud del cambio (Smith *et al.*, 2010; Roy *et al.*, 2013; Smith *et al.*, 2016). A este respecto, hasta el momento los trabajos que han podido contar con datos LiDAR pre- y post-fuego han sido escasos (Wulder *et al.*, 2009; Bishop *et al.*, 2014; Reddy *et al.*, 2015; McCarley *et al.*, 2017), y han carecido de trabajo de campo, exceptuando, por ejemplo, el estudio de Wang y Glenn (2009), en el que correlacionaron una serie de índices generados con datos LiDAR con los resultados obtenidos de índices espectrales derivados de imágenes de satélite, al igual que McCarley *et al.*, (2017).

El objetivo principal de este trabajo es identificar qué combinación de métricas pre- y post-fuego derivadas de las alturas de los retornos LiDAR presentan una mayor correlación con la severidad, estimada a partir de índices espectrales calculados con imágenes Landsat, en dos incendios ocurridos en La Palma y Tenerife. A diferencia McCarley *et al.*, (2017), donde los datos LiDAR fueron utilizados como verdad terreno, los valores de severidad resultantes de la aplicación de índices espectrales derivados de imágenes de satélite serán utilizados como referencia. Como objetivos específicos se plantean los siguientes: (a) Generar índices LiDAR que se relacionen con el cambio de estructura vegetal producida por el incendio mediante la combinación de métricas LiDAR pre- y post-fuego; (b) Seleccionar mediante un análisis de correlación los índices LiDAR que mejor reflejan los cambios estructurales en la vegetación producidos por el fuego; (c) Comparar las diferencias en las correlaciones según sean zonas dominadas por pino canario (*Pinus canariensis*) o matorral de alta montaña.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio corresponde con los dos incendios más relevantes ocurridos en Canarias entre 2009-2016; periodo de las dos coberturas LiDAR del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) existentes actualmente.

El incendio de La Palma se inició el día 3 de agosto de 2016, afectó a un total de 3.500 ha y se desarrolló sobre un ámbito montañoso con desniveles superiores al 40%, y cotas entre 600 m y 1.945 m sobre el nivel del mar. Como se observa en la Figura 1, se produjo al sur de la isla de La Palma. Aproximadamente el 80% del incendio afectó a formaciones forestales de pinar, aunque también se vieron afectadas zonas de matorral de cumbre (11%). Aproximadamente el 9% del incendio tuvo incidencia sobre zonas dominadas por vegetación rupícola.

El incendio de Tenerife se inició al sur de la isla el 15 de julio de 2012, afectando a 6.512 ha. También se desarrolló en un ámbito montañoso, con cotas entre los 1.200 m y los 2.000 m de altitud (Figura 1). La diversidad florística afectada en este incendio es similar a la del incendio de La Palma, ya que el 15% del incendio se desarrolló sobre una zona donde predominaban especies vegetales típicas del matorral de

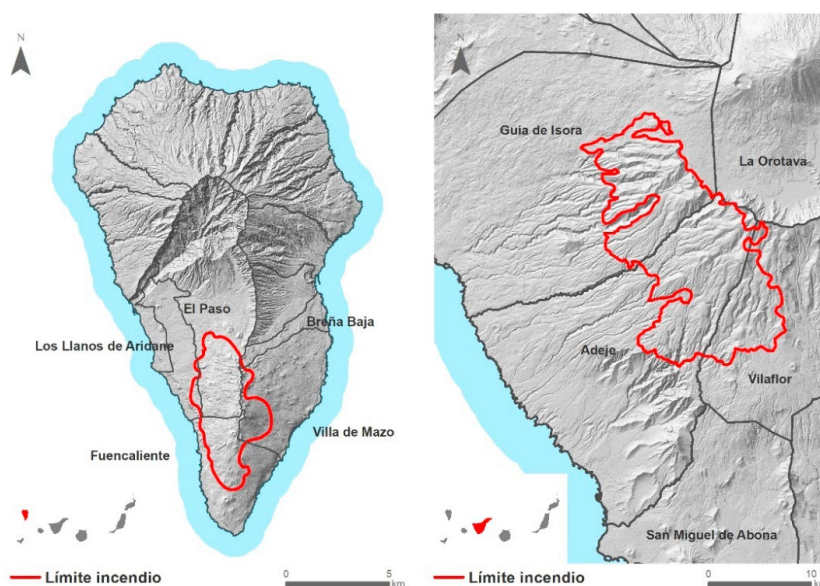
cumbre, como el codeso (*Adenocarpus complicatus*) o la retama del Teide (*Spartocytisus supranubius*). En torno al 9,4% del incendio afectó a una zona dominada por vegetación de tipo rupícola, mientras que más del 70% del incendio afectó a formaciones de pino canario. Menos del 2% del incendio se desarrolló sobre formaciones vegetales conformadas por sabinas (*Juniperus turbinata*) y otras especies típicas de formaciones forestales termófilas.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Imágenes Landsat: procesamiento y cálculo de índices espectrales

Las imágenes se escogieron de forma que las fechas pre- y post-incendio fueran lo más próximas posibles a las de la ocurrencia de los incendios para minimizar las diferencias fenológicas y de ángulo solar (Cansler y Mackenzie, 2012; Arellano *et al.*, 2017). Se han empleado dos imágenes del satélite Landsat 7 TM+ para el incendio de Tenerife. La imagen pre-incendio fue captada el 14 de junio de 2012, mientras que la imagen post-incendio se tomó el 2 de septiembre de 2012. Para el incendio de La Palma se optó por la utilización de imágenes de Landsat 8 OLI. La imagen pre-incendio fue tomada el 26 de julio de 2016 y la imagen post-incendio el 11 de agosto de 2016. Los valores de los niveles digitales de las imágenes se transformaron en valores de reflectividad. Asimismo, se realizó una normalización topográfica de las imágenes mediante el método de C-Correction (Teillet *et al.*, 1982), utilizando el software ERDAS Imagine®.

Figura 1. Incendios de La Palma (derecha) y Tenerife (izquierda).



Los valores de NBR, dNBR y RdNBR para cada píxel de las imágenes Landsat se obtuvieron mediante las Ecuaciones 1-3.

$$NBR = [R5 - R7] / [R5 + R7] \quad (Eq. 1)$$

$$dNBR = (NBR_{pre} - NBR_{post}) \quad (Eq. 2)$$

$$RdNBR = dNBR / \sqrt{|NBR_{pre} / 1000|} \quad (Eq. 3)$$

Donde: R5 es la reflectancia en la banda 5 del infrarrojo cercano (NIR, 0,85-0,88 μm) y R7 es la reflectancia en la banda 7 del infrarrojo de onda corta (SWIR, 2,11-2,29 μm), tanto para la imagen pre-incendio como para la post-incendio.

3.2. Selección de la muestra para el análisis estadístico

Las relaciones entre los valores de severidad del fuego obtenidos de las imágenes satelitales y las métricas LiDAR se estimaron mediante un análisis de correlación. El uso de umbrales de dNBR para separar niveles de severidad permitió seleccionar los píxeles del área incendiada con los cuales llevar a cabo dicho análisis de correlación. Los umbrales de niveles de severidad de dNBR empleados en este estudio fueron (Vlassova *et al.*, 2014): no quemado (menor de 100), baja (de 100 a 265), media-baja (de 265 a 439), media-alta (de 439 a 660), alta (mayor de 660).

En total se seleccionaron aleatoriamente 1.000 píxeles por cada nivel de severidad, salvo en el caso de la categoría “no quemado” del incendio de Tenerife, donde se escogieron únicamente 491 píxeles debido a los problemas de bandeo en la imagen Landsat.

3.3. Nubes de puntos LiDAR-PNOA: procesamiento y cálculo de métricas e índices

La Comunidad Autónoma de Canarias cuenta con dos coberturas LiDAR del PNOA. La primera de ellas se realizó en el año 2009, mientras que la segunda finalizó en el año 2016. Ambas poseen nubes con una densidad de 0,5 puntos/m² que se distribuyen en ficheros de 2x2 km. Se han utilizado 42 archivos para cubrir el incendio de La Palma y 68 para el incendio de Tenerife. Las nubes de puntos fueron filtradas con el software MCC-LIDAR v.2.1 (Evans *et al.*, 2007), con el objetivo de separar los retornos de suelo del resto de cubiertas. Con ellos se crearon dos modelos digitales de elevaciones (uno por cada zona de estudio) mediante el comando *GridSurfaceCreate* integrado en el software FUSION para la posterior normalización de las alturas de los retornos.

Las nubes de puntos de la primera y segunda cobertura LiDAR fueron recortadas con las geometrías de los píxeles de 30 x 30 m seleccionados en la muestra mediante el comando *ClipData* de FUSION. A continuación, mediante el comando *CloudMetrics* se obtuvo un conjunto de métricas descriptivas de la distribución de las alturas normalizadas de los retornos de cada recorte. Las métricas calculadas están relacionadas con la estructura de la vegetación, por cuanto los valores de los percentiles, la altura máxima, mínima, media y la moda de la altura de los retornos láser se relacionan con la altura del dosel arbóreo. Otras métricas como la desviación típica, el coeficiente de variación, el rango intercuartílico, la asimetría y la curtosis de la distribución de

las alturas de los retornos se refieren a la variabilidad vertical que presenta el dosel, mientras que los porcentajes de retornos por encima de un umbral de altura se relacionan con la densidad y la cobertura del estrato arbóreo (Lekuona *et al.*, 2017). En este sentido, se utilizaron diferentes umbrales de altura. Por un lado, se empleó la totalidad de retornos exceptuando los de altura inferior a 0,25 m, para evitar la influencia del suelo. Por otro lado, se utilizó un umbral de 5 m, para obtener métricas sobre el estrato arbóreo.

Los índices de cambio estructural de la vegetación se han obtenido a partir de la diferencia entre los valores de las métricas pre- y post-fuego, tanto en términos absolutos como relativos. Aunque el tiempo transcurrido entre los dos vuelos LiDAR es de siete años, se ha asumido que los cambios ocurridos se deben exclusivamente a la incidencia de los incendios.

3.4. Análisis estadístico de correlación entre los índices espectrales de severidad y los índices de cambio estructural

Se ha llevado a cabo un análisis de correlación bivariada para examinar la dirección y magnitud de la asociación entre la variable severidad (estimada a partir de los índices espectrales) y cada uno de los índices LiDAR de cambio estructural. Este análisis de correlación se ha realizado con tres muestras diferentes: con el total de píxeles seleccionados, con los píxeles dominados por pino canario y con los píxeles dominados por matorral de cumbre. Un análisis exploratorio de los datos indicó que las muestras no presentaban una distribución gaussiana, por lo que se eligió el coeficiente de correlación de Spearman (Anderson *et al.*, 1999).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Análisis de la severidad mediante índices espectrales y métricas LiDAR

Los resultados del índice dNBR muestran para el incendio de La Palma que un 55,5% de la superficie presenta severidad baja, un 26,5% severidad media-baja, un 13% severidad media-alta y un 5% severidad alta. Las zonas no quemadas dentro del perímetro del incendio corresponden con coladas volcánicas o sustratos de naturaleza piroclástica que han impedido la formación de suelos desarrollados con vegetación. En el incendio de Tenerife, el 36,7% de la superficie queda clasificada con una severidad baja, el 37,6% con una severidad media-baja, el 24,4% con una severidad media-alta y el 1,3% restante con una severidad alta.

En la Tabla 1 se resumen los cambios estructurales producidos en las áreas afectadas por los dos incendios. En ambos incendios, la altura media pre- y post-fuego denota que la cubierta forestal ha experimentado un crecimiento en altura entre las dos fechas de toma de datos. El incendio no ha disminuido el valor de la altura máxima de las masas forestales afectadas. Esto evidencia que las afecciones causadas por el fuego no pueden valorarse comparando dos coberturas LiDAR tan distantes temporalmente. Sin embargo, el análisis comparativo entre categorías de severidad sí arroja datos que ponen de manifiesto la influencia del incendio en la altura del dosel, ya que

los píxeles de severidad alta son los que han experimentado un menor crecimiento y los píxeles no quemados son los que presentan un mayor crecimiento medio.

Las métricas relacionadas con la distribución de la altura del dosel forestal, como son la curtosis, la varianza, el coeficiente de variación, la desviación absoluta media y la desviación típica evidencian una disminución en la concentración de las alturas de los retornos, lo que podría significar la presencia de una estratificación forestal más diversa tras el incendio. Esta casuística es más evidente conforme aumenta la severidad, siendo los píxeles de severidad alta los que han experimentado una mayor dispersión de las alturas de los retornos, lo que podría estar vinculado con la pérdida de materia foliar.

Los valores obtenidos de las métricas sobre porcentajes de retornos son bajos como era de esperar, ya que los bosques de pino canario presentan una baja densidad, sobre todo los emplazados en las vertientes orientadas al sur. La influencia del fuego se ve reflejada de nuevo en los píxeles de severidades altas, los cuales cuentan con una menor densidad frente a los píxeles de severidades más bajas. Los píxeles no quemados, y los de baja severidad, sí han experimentado un aumento de los porcentajes de primeros retornos por encima de la media y la moda. Con respecto al porcentaje de primeros retornos por encima de los 0,25 m, los píxeles de baja severidad presentan incrementos, mientras que los de severidad moderada-alta y alta presentan una clara disminución de los porcentajes de retornos de hasta un 20 % de media. Los datos son similares para el umbral de 5 m.

Tabla 1. Resumen de los valores promedio obtenidos para las métricas pre- y post-incendio calculadas para los incendios de La Palma y Tenerife.

Métrica LiDAR	Incendio de La Palma		Incendio de Tenerife	
	Año 2009	Año 2016	Año 2009	Año 2016
Altura mínima (m)	0,25	0,25	0,25	0,25
Altura máxima (m)	17,74	18,44	14,29	5,54
Altura media (m)	5,41	8,64	4,87	6,25
Moda de las alturas (m)	0,35	2,55	0,78	0,80
Desviación típica (m)	5,08	4,76	3,61	0,80
Varianza (m)	31,55	27,04	20,12	22,01
Coefficiente de variación (m)	1,20	0,64	0,79	0,80
Desviación absoluta media (m)	8,70	7,17	5,64	5,78
Asimetría	1,02	-0,03	0,77	0,71
Curtosis	6,27	3,31	3,89	4,15
Ratio de apertura del dosel	0,27	0,43	0,31	0,33
Porcentaje de primeros retornos por encima de 0,25 m	73,75	43,7	48,73	36,06
Porcentaje del total de retornos por encima de 0,25 m	70,73	38,83	46,49	34,57
Porcentaje de primeros retornos por encima de 5 m	75,22	44,57	44,83	31,38
Porcentaje del total de retornos por encima de 5 m	59,42	34,17	42,78	30,07

Fuente: Elaboración propia.

4.2. Análisis de correlación

Los resultados del análisis de correlación entre los índices espectrales y los índices de cambio estructural muestran marcadas diferencias entre los incendios. En general, los valores del coeficiente son más elevados en el incendio de La Palma que en el de Tenerife (Tabla 2). Esto puede deberse al desfase temporal entre el segundo vuelo LiDAR y la ocurrencia del incendio de Tenerife (4 años). En ambos incendios los índices de cambio estructural resultantes de la diferencia absoluta de métricas presentan valores de correlación más altos que los basados en la diferencia relativa. En todos los casos, los índices relacionados con la densidad forestal del estrato son los que presentan correlaciones más elevadas, siendo la diferencia absoluta entre el porcentaje de primeros retornos por encima de la altura media del incendio de La Palma el índice estructural que obtuvo la correlación más fuerte y positiva (0,68). A medida que aumenta el valor de dNBR también lo hace el valor del índice de cambio estructural, al producirse una pérdida de biomasa aérea.

Los índices referidos a métricas sobre la altura del dosel vegetal obtuvieron valores bajos de correlación, siendo el más destacado el derivado de la diferencia de la elevación media pre- y post-fuego, alcanzado el RdNBR una correlación de 0,25 para La Palma y 0,37 para Tenerife. Asimismo, el resto de los índices LiDAR sobre la variabilidad del dosel vegetal (curtosis, asimetría, desviación absoluta media, varianza,

coeficiente de variación, etc.) presentaron correlaciones débiles e incluso inversas.

Si se tiene en cuenta el tipo de cubierta predominante de los píxeles de la muestra, se observa que las correlaciones son más fuertes en las zonas ocupadas principalmente por pinar, mientras que en las zonas de matorrales de cumbre las correlaciones son débiles. Este hecho puede deberse a dos factores. Por un lado, las formaciones de matorral se han podido regenerar en un menor periodo de tiempo frente a las formaciones de pinar, o pueden haber aparecido especies invasoras primocolonizadoras, como es el caso del *Pennisetum setaceu*. Por otro lado, puede que las diferencias observadas se deban a la baja capacidad de los índices espectrales para medir los cambios en los estratos inferiores de las cubiertas forestales (Hudak *et al.*, 2007).

Tabla 2. Selección de los índices de cambio estructural con un coeficiente de correlación de Spearman (ρ) más elevado según la muestra de píxeles utilizada.

Muestra de píxeles	Incendio	Índice de cambio estructural	Índice espectral	ρ
Completa	La Palma	Diferencia absoluta del % de primeros retornos por encima de la media	dNBR	0.68
	Tenerife	Diferencia absoluta del % de total de retornos por encima de la moda	dNBR	0.44
Píxeles dominados por matorral de cumbre	La Palma	Diferencia absoluta del % de primeros retornos por encima de 0,25 m	dNBR	0.39
	Tenerife	Diferencia absoluta del percentil 30 de altura	RdNBR	0.48
Píxeles dominados por bosque de pino canario	La Palma	Diferencia absoluta del % de primeros retornos por encima de la media	dNBR	0.69
	Tenerife	Diferencia absoluta del % de primeros retornos por encima de 5 m	RdNBR	0.38

Fuente: Elaboración propia.

El análisis de los resultados demuestra la importancia de contar con coberturas LiDAR próximas a la ocurrencia de los incendios para evitar sesgos en la interpretación de los cambios estructurales asociados a la severidad del fuego. Los procesos regenerativos naturales y las actuaciones antrópicas que se suelen iniciar al poco tiempo de terminar el incendio pueden mitigar las marcas de la severidad. Esta problemática se ve agravada en formaciones forestales donde predominan especies con elevada capacidad de resiliencia frente al fuego, como es el caso del pino canario. Esto explicaría el hecho de que entre los dos incendios analizados se haya producido un crecimiento generalizado en la masa forestal. En este sentido, la periodicidad temporal establecida por el PNOA puede resultar insuficiente para el estudio de incendios forestales donde se vean afectadas especies vegetales con gran capacidad de regeneración. Prueba de ello, son las evidentes diferencias obtenidas en este trabajo entre las correlaciones de los incendios de La Palma, donde la toma de datos post incendio se llevó a cabo meses después de las ocurrencias del incendio, y el incendio de Tenerife, donde la toma de datos posterior al incendio se llevó a cabo cuatro años después del evento.

En general, los índices estructurales vinculados al cambio absoluto han obtenido correlaciones más altas, siguiendo la línea del trabajo de McCarley *et al.*, (2017). Otro

paralelismo entre ambos trabajos son las correlaciones más elevadas obtenidas por el dNBR frente al RdNBR. Sin embargo, diferentes estudios, como el realizado por Miller y Thode (2007) sugieren que el índice RdNBR es el más apropiado para la estimación de la severidad sobre incendios con cubiertas forestales con bajos niveles de severidad, como es el caso del área de estudio, si bien para verificar la teoría de Miller y Thode (2007) se tendrían que haber estudiado de manera individualizada las correlaciones para cada categoría de severidad propuesta.

5. CONCLUSIONES

Este trabajo hace uso de datos LiDAR-PNOA multitemporales para el analizar los cambios producidos en formaciones forestales dominadas por pino canario tras la ocurrencia de dos incendios (La Palma en 2016 y Tenerife en 2012). Los resultados obtenidos evidencian el potencial de estos datos de teledetección, siendo la diferencia de métricas pre- y post-fuego vinculadas a la densidad forestal las que presentan valores de correlación más fuertes y positivos con los índices espectrales de severidad dNBR y RdNBR, obtenidos a través del tratamiento de imágenes Landsat 7 y 8. En términos generales, las correlaciones obtenidas entre los índices de cambio estructural y el índice dNBR son más altas que las obtenidas para el RdNBR, lo que podría evidenciar que el dNBR capta de una manera más exacta los cambios estructurales de las formaciones forestales tras los incendios. Cabe destacar que los resultados pueden estar condicionados por dos factores fundamentales: el tiempo transcurrido entre la ocurrencia del incendio y el vuelo LiDAR posterior, y el tipo de formación forestal.

BIBLIOGRAFIA:

- ANDERSON, D. R., SWEENEY, D. J. Y WILLIAMS, T. A. (1999). *Estadística para administración y economía*. International Thomson Editores.
- ARELLANO, S., VEGA, J. A., RODRÍGUEZ Y SILVA, F., FERNÁNDEZ, C., VEGA NIEVA, D., ÁLVAREZ GONZÁLEZ, J. G. Y RUÍZ GONZÁLEZ, A. D. (2017). Validación de los índices de teledetección dNBR y RdNBR para determinar la severidad del fuego en el incendio forestal de Oia-O Rosal (Pontevedra) en 2013. *Revista de Teledetección*, 49, 49-61.
- BISHOP, B.D., DIETTERICK, B.C., WHITE, R.A. Y MASTIN, T.B., (2014). Classification of plot-level fire caused tree mortality in a redwood forest using digital orthophotography and LiDAR. *Remote Sens*, 6 (3), 1954-1972.
- CANSLER, C. A. Y MCKENZIE, D. (2012). How robust are burn severity indices when applied in a new region? Evaluation of alternate field-based and remote-sensing methods. *Remote sensing*, 4(2), 456-483.
- CHAFER, C. J. (2008): A comparison of fire severity measures: An Australian example and implications for predicting major areas of soil erosion. *Catena*, 74, 235-245.
- CHUVIECO E. (2002). *Teledetección ambiental: La observación de la Tierra desde el espacio*. Primera edición. Barcelona, España: Ariel Ciencia Editores. 586.
- CHUVIECO, E. (2009). Detección y análisis de incendios forestales desde satélites de teledetección. *Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 103(1), 173-182.

- CLEMENT, J. TAPIAS, RAÚL., PARDOS, J.A. Y GIL, L. (2004). Fire adaptations in the Canary Island pine (Pinus canariensis). *Plant Ecology*, 171, 185-196.
- DE SANTIS, A. Y CHUVIECO, E. (2007). Burn severity estimation from remotely sensed data: Performance of simulation versus empirical models. *Remote Sens. Environ*, 108, 422-435.
- DOERR, S. H., SHAKESBY, R. A., BLAKE, W. H., CHAFER, C. J., HUMPHREYS, G. S. Y WALLBRINK, P. J. (2006). Effects of differing wildfire severities on soil wettability and implications for hydrological response. *Journal of hydrology*, 319, 295-311.
- EDWARDS, A. C., MAIER, S. W., HUTLEY, L. B., WILLIAMS, R. J. Y RUSSELL-SMITH, J. (2013): Spectral analysis of fire severity in north Australian tropical savannas. *Remote Sensing of Environment*, 136, 56-65.
- EVANS, J., HUDAK, A., FAUX, R. Y SMITH, A.M. (2007). Discrete return LiDAR in natural resources: Recommendations for project planning, data processing, and deliverables. *Remote Sensing*, 1, 776-794.
- FERGUSON, S. A., RUTHFORD, J. E., MCKAY, S. J., WRIGHT, D., WRIGHT, C. Y OTTMAR, R. (2002). Measuring moisture dynamics to predict fire severity in longleaf pine forests. *International Journal of Wildland Fire*, 11, 267-279.
- HUDAK, A.T., MORGAN, P., BOBBITT, M.J., SMITH, A.M.S., LEWIS, S.A., LENTILE, L.B. Y MCKINLEY, R.A., (2007). The relationship of multispectral satellite imagery to immediate fire effects. *Fire Ecol*, 3 (1), 64-90.
- KEELEY, J. E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18, 116-126.
- KEELY, J. E., BREANNAN, T. Y PFAFF, A. H. (2008). Fire Severerity and Ecosytem Responses Following Crown Fire in California Shrublands. *Ecological Applications*, 18, 1530-1546.
- KEY, C.H. (2006). Ecological and sampling constraints on defining landscape fire severity. *Fire Eco*, 2, 4-59.
- KEY, C.H. Y BENSON, N. (1999). The Composite Burn Index (CBI). Field rating of burn severity. U.S. Geological Survey.
- LARSON, A. J. Y FRANKLIN, J. F. (2005). Patterns of conifer tree regeneration following an autumn wildfire event in the western Oregon Cascade Range USA. *Forest Ecology and Management*, 218, 25-36.
- LEKUONA ZUAZO, I., LAMELAS GRACIA, M. T. Y MONTEALEGRE, A. L. (2017). Cartografía de la biomasa aérea total en masas de Pinus Radiata a partir de datos públicos LiDAR-PNOA e inventario forestal nacional. *Geofocus*, 20, 87-107.
- MCCARLEY, T. R., KOLDEN, C. A., VAILLANT, N. M., HUDAK, A. T., SMITH, A. M., WING, B. M. Y KREITLER, J. (2017). Multitemporal LiDAR and Landsat quantification of fire-induced changes to forest structure. *Remote Sensing of Environment*, 191, 419-432.
- MILLER, J.D. Y THODE, A.E. (2007). Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). *Remote Sens. Environ.* 1(9), 66-80.
- MOODY, J. A., SHAKESBY, R. A., ROBICHAUD, P. R., CANNON, S.H. Y MARTIN, D. A. (2013). Current research issues related to post-wildfire runoff and erosion processes. *Earth-Science Reviews*, 122, 10-37.
- MONTEALEGRE, A.L., LAMELAS, M.T., TANASE, M.A. Y DE LA RIVA, J. (2014). Forest Fire Severity Assessment Using ALS Data in a Mediterranean Environment. *Remote sensing*, 6, 4240-4265.
- MONTORIO, R., PÉREZ-CABELLO, F., MARTÍN, A. G., VLASSOVA, L. Y DE LA RIVA, J. R. (2014). La severidad del fuego: revisión de conceptos, métodos y efectos ambientales. *Geoecología, cambio ambiental y paisaje: homenaje al profesor José María García Ruiz*, 427-440.

- REDDY, A.D., HAWBAKER, T.J., WURSTER, F., ZHU, Z., WARD, S., NEWCOMB, D. Y MURRAY, R., (2015). Quantifying soil carbon loss and uncertainty from a peatland wildfire using multitemporal Li-DAR. *Remote Sens*, 170, 306–316.
- ROY, D., BOSCHETTI, L. Y SMITH, A. (2013). Satellite Remote Sensing of Fires. *Oxford: John Wiley & Sons*, 77-93.
- SMITH, A., SPARKS, A., KOLDEN, C., ABATZOGLOU, J., TALHELM, A., JOHNSON, D. Y KREMENS, R., (2016). Towards a new paradigm in fire severity research using doseresponse experiments. *J. Wildland Fire*, 25(2), 158–166.
- SMITH, A.M.S., EITEL, J.U.H. Y HUDAK, A.T. (2010). Spectral analysis of charcoal on soils: Implications for wildland fire severity mapping methods. *J. Wildland Fire*, 9(7), 976–983.
- TEILLET, P. M., GUINDON, B. Y GOODENOUGH, D. G. (1982). On the slope-aspect correction of multispectral scanner data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 8(2), 84-106.
- VLASOVA, L., PÉREZ-CABELLO, F., RODRIGUES, M., MONTORIO, R. Y GARCÍA, A. (2014) “Analysis of the Relationship between Land Surface Temperature and Wildfire Severity in a Series of Landsat Images”. *Remote sensing*, 6, 6136–6162.
- WULDER, M.A., WHITE, J.C., ALVAREZ, F., HAN, T., ROGAN, J. Y HAWKES, B. (2009). Characterizing boreal forest wildfire with multitemporal Landsat and LIDAR data. *Remote Sens*, 113(7), 1540–1555.

ANÁLISIS DE LA TRANSFORMACIÓN TERRITORIAL EN LA RAMBLA DEL CASTELLAR (CREVILLEN, ALICANTE)

ANALYSIS OF THE TERRITORIAL TRANSFORMATION IN THE RAMBLA DEL CASTELLAR (CREVILLEN, ALICANTE)

Antonio Vicente Galvañ Vicente¹

1 Director Ejecutivo de STRATO SISMIC, Consultora en Prevención de Riesgos Naturales

avgalv3@gmail.com / www.stratosismic.es

<https://orcid.org/0000-0002-6172-0031>

Esther Sánchez Almodóvar²

2 Instituto Interuniversitario de Geografía, Universidad de Alicante

esther.sanchez@ua.es

<https://orcid.org/0000-0003-4201-0779>

Javier Martí Talavera³

3 Instituto Interuniversitario de Geografía, Universidad de Alicante

javier.marti@ua.es

<https://orcid.org/0000-0002-1624-2843>

Resumen

El objetivo principal de esta comunicación es ahondar en el estudio geográfico de la rambla del Castellar a su paso por el municipio alicantino de Crevillent, una arteria fluvial que ha experimentado episodios de crecida considerables y cuya cuenca vertiente ha sido antropizada desde mediados del siglo XX. Esta alteración morfológica ha provocado una importante transformación paisajística y territorial sobre el propio eje fluvial, siendo el estrechamiento y consiguiente encajamiento del cauce una de las consecuencias más destacadas. La hipótesis de partida del presente artículo establece que el abandono de las prácticas tradicionales del aprovechamiento del agua de lluvia y la continua transformación territorial ha supuesto la degradación progresiva del equilibrio ecoantrópico de este espacio natural. Para ello, en el artículo se desarrollan diversas técnicas para el tratamiento de la información geográfica, como son la fotointerpretación diacrónica (mediante el uso de fotografías aéreas), el empleo de cartografías oficiales (con las que determinar la componente de peligrosidad, vulnerabilidad y riesgo asociada a la rambla) o la proyección de una simulación hidráulica sobre la arteria fluvial, profundizando así en el conocimiento hidrológico-pluviométrico de la misma.

Palabras clave: Rambla, Hidrogeomorfología, Antropización, Peligro, Inundación, Crevillent.

Abstract

The main objective of this communication is to delve into the geographical study of the Rambla del Castellar as it passes through the Alicante municipality of Crevillent,

a river artery that has experienced important flood episodes and whose watershed has been anthropized since the mid-20th century. This morphological alteration has caused an important landscape and territorial transformation on the river axis itself, with the narrowing and consequent embedding of the channel being one of the most prominent consequences. The starting hypothesis of this article establishes that the abandonment of the traditional practices of the use of rainwater and the continuous territorial transformation has led to the progressive degradation of the eco-anthropogenic balance of this natural space. For this, the article develops various techniques for the treatment of geographic information, such as diachronic photointerpretation (through the use of aerial photographs), the use of official cartographies (to determine the hazard, vulnerability and risk component associated with the dry riverbed) or the projection of a hydraulic simulation on the river artery, deepening into the hydrological-pluviometric knowledge of it.

Keywords: Riverbed, Hydrogeomorphology, Anthropization, Hazard, Flood, Crevillent.

1. INTRODUCCIÓN

El desarrollo económico de los años cincuenta y sesenta de la centuria pasada, dio lugar a la gran expansión de los núcleos urbanos. El continuo crecimiento urbano ha supuesto una incesante presión sobre los sistemas fluviales naturales que, en gran medida, se han visto alterados y desordenados, contribuyendo al incremento de los problemas de inundación y anegamientos de espacios urbanos. Especial importancia presenta este hecho en núcleos urbanos que, ubicados en zonas de piedemonte, en la transición entre alineaciones montañosas y llanuras aluviales, han ocasionado, con su expansión, la incorporación de las arterias fluviales al entramado urbano, aumentando la vulnerabilidad de las poblaciones y el riesgo de inundación (Box Amorós & Morales Gil, 1993).

Los cambios de usos del suelo, la desorganización de los sistemas hidrológicos naturales con la incorporación de arterias fluviales al entramado urbano y la consiguiente impermeabilización, son las causas de los problemas de escorrentía urbana acaecidos, tanto en Crevillent, como en otros tantos núcleos de población. En la actualidad, la poca presencia de áreas permeables que faciliten el drenaje de la escorrentía dentro de este núcleo urbano, incrementa el riesgo de inundación y la vulnerabilidad de la población. A ello hay que sumar el hecho de que incluso la rambla del Castellar se encuentra también sellada. Según el informe ESPON, las inundaciones se han convertido en un problema cada vez mayor para los entornos edificados, debido a las transformaciones que el ser humano ha efectuado en los cauces de los ríos, en sus áreas propensas a inundaciones y al instalarse en llanuras aluviales. Además, incide sobre las consecuencias que provoca el aumento del sellado del suelo, que conduce a un mayor riesgo de inundación, ya que el agua fluye con libertad y no se produce la retención natural del suelo por infiltración (ESPON, 2006, p. 33) that the obtained information is comparable over the entire EU 27+2 area. The natural and technological hazards that are relevant for the EU 27+2 area in the ESPON context were selected by specified risk schemes. A so-ca-

lled spatial filter was applied to ensure that the selected hazards and risks are relevant for spatial planning concerns. For example, floods and major accident hazards have a spatial relevance, meanwhile planning cannot mitigate risks like meteorite impacts or murder. Not all hazards are equally relevant for the entire EU 27+2 area, as the importance of hazards differs among the territory and the perception of the risk. A weighting system, the Delphi method, was used to develop an integrated European hazard. Before developing an integrated picture of aggregated hazards in Europe, the method was tested in several case study areas. The resulting integrated hazard map shows a pattern of high and very high hazardous areas in the shape of a scorpion that has its head in central and southern Germany, the arms reaching out into the Iberian peninsula and the United Kingdom, respectively, and a tail that covers parts of central-eastern European countries before it turns southwards through accession countries into Greece. In this sense the most hazardous spaces of Europe go well beyond both, the so-called "Pentagon" and the "Blue Banana" areas. The risk of hazards is a result of the hazard potential and the vulnerability. The integrated European vulnerability is based on a weighted combination of population, GDP (national and regional).

En el marco de las directivas europeas, la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, recoge entre sus objetivos que la protección de las aguas, "contribuya a paliar los efectos de las inundaciones" (Parlamento Europeo. El Consejo de la Unión Europea, 2000, p. 5). Para ello se desarrolló, de forma específica, la Directiva 2007/60/CEE del Parlamento europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2007, relativa a la evaluación y gestión de los riesgos de inundación, en la que de manera expresa se indica que:

"Las inundaciones son fenómenos naturales que no pueden evitarse. No obstante, algunas actividades humanas (como el incremento de los asentamientos humanos y los bienes económicos en las llanuras aluviales y la reducción de la capacidad natural de retención de las aguas por el suelo) y el cambio climático están contribuyendo a aumentar las probabilidades de que ocurran, así como su impacto negativo". (Parlamento Europeo. El Consejo de la Unión Europea, 2007, p. 27). Dicha directiva se traspuso al ordenamiento jurídico español mediante el Real Decreto 903/2010, de 9 de julio, de evaluación y gestión de riesgos de inundación (España. Ministerio de la Presidencia, 2010).

El Real Decreto 638/2016, de 9 de diciembre, por el que se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, el Reglamento de la Planificación Hidrológica y otros reglamentos en materia de gestión de riesgos de inundación, caudales ecológicos, reservas hidrológicas y vertidos de aguas residuales (España. Ministerio de Agricultura y Pesca, 2016), es de vital importancia para establecer un nuevo horizonte en la gestión de las escorrentías en medios urbanos que permita cumplir el *Objetivo 6 Agua Limpia y Saneamiento* enmarcado en la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible (Naciones Unidas. Asamblea General, 2015).

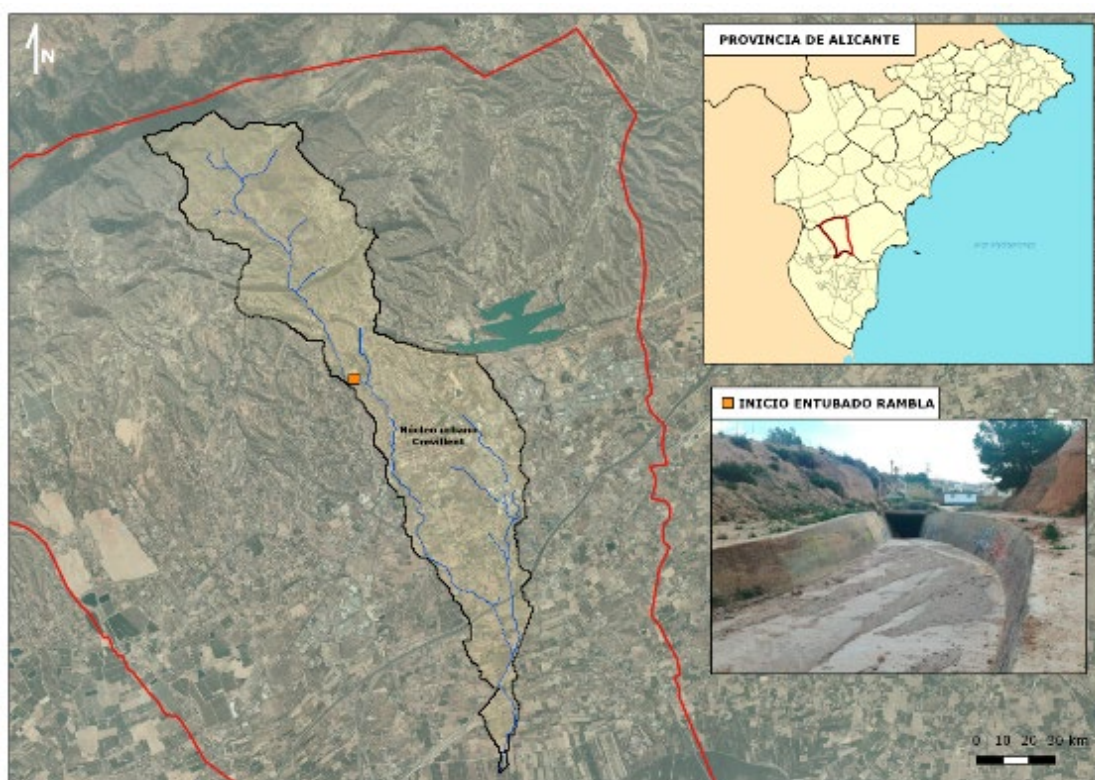
1.1. Área de estudio

Esta investigación se centra, principalmente, en la cuenca vertiente del barranco o rambla del Castellar, que se halla dentro del municipio alicantino de Crevillent (Fi-

gura 1). Se trata de una de las principales arterias fluviales que discurren por el glacis que une la sierra de Crevillent con la llanura aluvial del Hondo, y a su vez por la propia población.

La cuenca en cuestión abarca una superficie aproximada de 880 Ha, con una longitud total de 8,54 Km. La cota altitudinal máxima de dicha arteria fluvial alcanza los 565 m.s.n.m. y su punto más bajo se encuentra en los espacios colindantes al núcleo de población de El Realengo, pedanía del municipio cuya altitud media es del orden de los 7-10 metros sobre el nivel del mar. Queda patente, por tanto, el gran desnivel altitudinal que debe salvar el agua desde que es recogida en los sectores más septentrionales de la sierra, hasta que desagua en las proximidades de los terrenos lagunares del Parque Natural de El Hondo.

Figura 1. Mapa de localización de la cuenca de la rambla del Castellar en Crevillent.



Fuente: Cartografía del Institut Cartogràfic Valencià (ICV) y del Instituto Geográfico Nacional (IGN).

Elaboración propia.

Junto a los factores orográficos antes citados, merece especial consideración el estrechamiento que se produce sobre el cauce del barranco cuando éste llega al núcleo principal del municipio, en las inmediaciones de las instalaciones “Ciutat Esportiva Nord”. En este punto en concreto, cuya cota se sitúa en los 133 m.s.n.m, es donde comienza la canalización de hormigón, así como el entubado del cauce, quedando por tanto soterrado a su paso por el núcleo urbano.

1.2. Hipótesis y objetivos

La presente investigación se enfoca en analizar la transformación que ha sufrido la rambla del Castellar desde la mitad del siglo XX. Espacio de antiguo aprovechamiento de aguas subterráneas y de escorrentía superficial que, con el desarrollo económico y la llegada de nuevos caudales (trasvase Tajo-Segura) perdió su funcionalidad. Ello, ha ocasionado el aumento de caudal de los numerosos barrancos que desembocan en esta rambla y, en general, de la escorrentía superficial, generando una mayor erosión de las vertientes deleznable y desprovistas de vegetación.

La hipótesis de partida atribuye como causa principal de la pérdida y degradación del equilibrio ecoantrópico de dicho espacio al abandono de las prácticas tradicionales de aprovechamiento hídrico y a la continua transformación territorial. El objetivo principal de esta comunicación es ahondar en el estudio evolutivo de la rambla del Castellar, a su paso por el municipio alicantino de Crevillent, una arteria fluvial que ha experimentado episodios de crecida considerables y cuya cuenca vertiente ha sido antropizada desde mediados del siglo XX, lo que ha provocado, a su vez, una transformación paisajística y territorial acusada, siendo el estrechamiento del propio cauce y la ocupación de algunos de sus meandros, una de las consecuencias más destacadas, además del sellado e impermeabilización del propio cauce de la rambla. Se pretende también, confeccionar una propuesta, a partir de la elaboración de medidas estructurales y no estructurales, que contribuyan, a mejorar el entorno y las infraestructuras y, a su vez, ayuden a mitigar el riesgo de inundación.

2. METODOLOGÍA

La metodología empleada en el desarrollo de esta investigación, se ha iniciado con la búsqueda bibliográfica específica sobre la temática en el municipio de Crevillent, de esta manera se han podido establecer las bases teóricas de la investigación.

Para cumplir con los objetivos propuestos, se han empleado diversas técnicas para el tratamiento de la información geográfica. Por un lado, la fotointerpretación diacrónica, mediante el uso de cartografía histórica y fotografías aéreas existentes, relativas a los primeros vuelos fotogramétricos de España, como es el caso de los fotogramas disponibles del “Vuelo de Ruiz de Alda” (1929-1930) y el Vuelo Americano (1956-1957 Serie B) hasta los actuales elaborados por el PNOA. Por otro lado, se ha realizado el cálculo de un hipotético caudal circulante por el encauzamiento de la rambla, con un periodo de retorno de 25 años ($T=25$), para analizar la actividad de la rambla. Para el cálculo de dicho caudal, se ha aplicado la fórmula del Método Racional, recogida en la Norma 5.2. de la Instrucción de Carreteras, incluida en la Orden de Fomento 298/2016 de 15 de febrero de 2016, pero sin desarrollar el procedimiento de cálculo puesto que no es el objetivo del presente análisis.

Además, se han comprobado los resultados del cálculo de caudal con la ejecución de un modelo bidimensional producido a través del software IBER, que ha servido también para analizar el comportamiento de la rambla.

Para conocer el estado actual del cauce e identificar los diferentes sistemas de aprovechamiento hídrico, se ha decidido complementar la presente metodología

con la realización de trabajo de campo, con el que se han podido obtener medidas de la obra actual y reportar condiciones estructurales actuales que presenta la obra en cuestión.

3. RESULTADOS

El núcleo urbano de Crevillent, ha protagonizado una gran transformación territorial desde el siglo XVIII, en parte, plasmado en el estudio geográfico realizado por González Pérez (1983). El gran crecimiento demográfico que tuvo lugar en dicho siglo, protagonizó la expansión urbana hacia el norte del núcleo original, donde la pendiente y la topografía es más abrupta, condicionado por la presencia de la rambla del Castellar (denominado anteriormente como barranco de Crevillente según el Bosquejo Planimétrico del año 1896), al oeste del asentamiento urbano, y arterias menores al este. Su posición geográfica y las condiciones climáticas caracterizadas por la aridez y las escasas precipitaciones, determinaron su estructuración agrícola con aterrazamientos y abancalamientos, debido a la componente topográfica, donde se practicaba el riego de turbias tradicional. Este sistema, asociado a barrancos y ramblas de funcionamiento efímero, se organizaba para desviar, mediante azudes, presas y boqueras, el caudal de dichas arterias en episodios torrenciales hacia las terrazas de cultivo (Morales Gil, 1968).

Este hecho queda reflejado en la descripción realizada por Cavanilles en sus *Observaciones sobre el término de Crevillent*:

“Su término tiene legua y media de diámetro desde la cresta de los montes hacia levante, todo en declive y desigual por multitud de cerros y barrancos. [...] Da gusto ver la transformación hecha en aquel suelo ingrato, cuya superficie ántes del cultivo presentaba en parte peñas descarnadas [...] ahora se hallan los barrancos y laderas plantados de higueras y algarrobos, las lomas de sembrados, las huertas de producciones varias [...]. Estas huertas, en cantidad de 100 tahullas, forman graderías, y se riegan con las aguas que nacen en los montes, [...] y viendo las ventajas que produce el riego, quisieran extenderle á todo el término”.

Cavanilles da cuenta de la transformación territorial que se inició en Crevillent, a partir del siglo XVIII, con el aumento de la superficie cultivada en barrancos, laderas y huertas en graderías, hecho que nos indica la importancia del aprovechamiento del agua de escorrentía y el afloramiento de manantiales subterráneos, mediante minas y acueductos.

Como queda reflejado en la imagen referente al Vuelo Aéreo de Ruíz de Alda (Figura 2), el núcleo urbano original, ubicado al este de la arteria fluvial principal, se expande en un primer momento hacia el norte ocupando las zonas con mayor topografía, ya que el emplazamiento se encuentra flanqueado por la presencia de sendos barrancos, al oeste, la rambla del Castellar, de mayor profundidad, y que dificultaba la urbanización, y al este, barrancos de menor envergadura, actualmente transformados en calles.

Figura 2. Rambla del Castellar a su paso por el núcleo urbano de Crevillent en 1929.



Fuente: CHS, Vuelo Ruíz de Alda 1929. Elaboración propia.

La organización territorial de Crevillent se ha plasmado en diversos planes generales desde la segunda mitad del siglo XX. En dicho municipio se han aprobado tres planes generales: el primero en 1967, el segundo en 1983 y el tercero, el texto refundido de la revisión del plan general, en 2011, vigente en la actualidad. A partir del PGOU aprobado el 29 de octubre de 1968, se llevó a cabo la urbanización y pavimentación de los nuevos crecimientos urbanos previstos en dicho plan, en un plazo de 20 años, hasta 1987. Es a partir de los años sesenta cuando acontece la gran transformación de las arterias fluviales, que, hasta el momento, no habían sido transformadas como puede observarse en la foto aérea del Vuelo americano de 1956 (Figura 3).

Figura 3. Rambla del Castellar a su paso por el núcleo urbano de Crevillent en 1956.



Fuente: CHS, Vuelo Americano Serie B 1956. Elaboración propia.

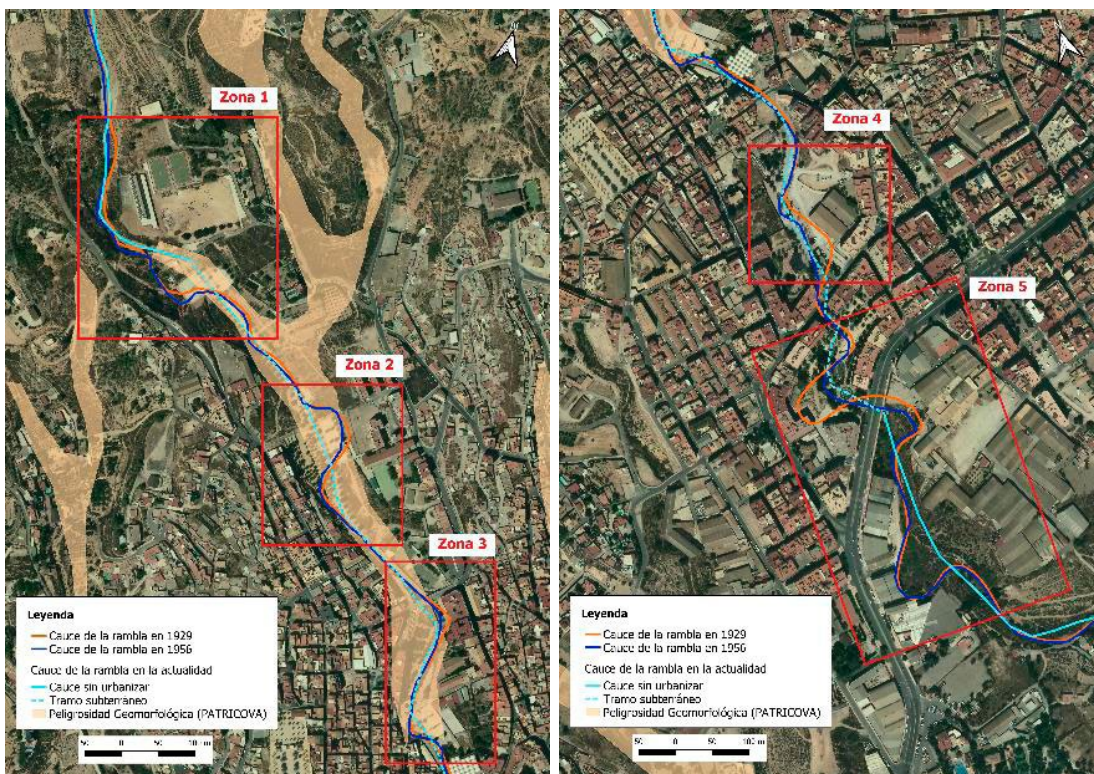
Durante este periodo se produce la urbanización de diversas arterias fluviales, que, con su pavimentación, se convirtieron en calles. En los años setenta, se produce la urbanización de las calles Virgen de la Salud y Taibilla, y Ángel y Macha, antiguos barrancos que flanqueaban el núcleo urbano original por el este, y que recibían la denominación de El Barranquet. En la década de los años ochenta, se pavimenta la calle Boquera del Calvario y se produce la pavimentación de nuevos desarrollos urbanos (PGOU, 1968; Gonzalez Pérez, 1983).

Algunas de estas antiguas arterias están recogidas, en la actualidad, en la cartografía de peligrosidad del Plan de Acción Territorial ante el Riesgo de Inundación en la Comunidad Valenciana (en adelante PATRICOVA) como zonas de peligrosidad geomorfológica de vaguadas y barrancos de fondo plano (Figura 4). En este sentido, es necesario destacar la existencia en las tramas urbanas de toponimia referida a los vocablos “rambla” o “boquera”, ya que nos aporta información sobre las prácticas y usos del agua en épocas pretéritas. En el caso de Crevillent, podemos destacar la calle Boquera del Calvario y la calle Rambla, paralela a la rambla del Castellar que atraviesa el núcleo urbano. Este hecho, representa la pérdida de conciencia por parte de la

sociedad sobre la verdadera naturaleza de estas arterias, ahora convertidas en calles. Esta transformación supone el aumento del sellado e impermeabilización del núcleo urbano, lo que favorece a la canalización de la escorrentía procedente de la cabecera de dichos barrancos, ubicadas en la zona de mayor pendiente, al norte del casco urbano, por el interior del callejero, aumentando la vulnerabilidad y la exposición de la población frente a las inundaciones de origen fluvial.

De otro lado, la expansión de la ciudad y la llegada de nuevos caudales, potenció, a partir de los años setenta, la decadencia de los antiguos sistemas de aprovechamiento hídrico, como era el riego de boqueras, azudes y acequias, ya que se optó por el trasvase Tajo-Segura, que ocasionó que este sistema tradicional entrara en crisis en los años ochenta (Soriano Andreu, 2004). Es a finales de esta década, cuando se desarrollan los planes parciales en la zona verde del cauce de la rambla, actual rambla del Castellar (PGOU, 1968; Gonzalez Pérez, 1983), produciéndose su primer encauzamiento en 1975 por parte de la Confederación Hidrográfica del Segura (en adelante CHS) (PGOU, 2011).

Figura 4. Evolución diacrónica del cauce de la rambla del Castellar y antiguas arterias fluviales recogidas como cauces con peligrosidad geomorfológica en el PATRICOVA.



Fuente: Ortofoto del PNOA, IGN y PATRICOVA, ICV. Elaboración propia.

El conjunto de las transformaciones urbanas y la urbanización del cauce de la rambla, han ocasionado la ocupación de meandros (Figura 4), ahora desaparecidos. Se describe, a continuación, las actuaciones antrópicas desarrolladas sobre antiguos meandros de la propia rambla en función de las zonas definidas en la anterior imagen:

Zona 1. En esta zona encontramos fundamentalmente la “Ciutat Esportiva Nord” y tres viviendas unifamiliares destinadas a usos vacacionales. El principal problema detectado dentro de este sector es la propia erosión del cauce de la rambla mediante zapa lateral, poniendo en peligro la estabilidad del talud más occidental, actualmente reparado tras la DANA de 2019.

Zona 2. En esta zona encontramos espacios verdes (parques y jardines), además de un parque canino. Si bien es cierto que al este encontramos el CEIP Párroco Francisco Mas, el grado de afección del mismo en caso de flashflood y consiguiente desbordamiento de la rambla sería muy reducido. No obstante, y dada su ubicación, supone un espacio de riesgo, pudiendo albergar a niños y adolescentes, cohortes demográficas incluidas dentro de los grupos críticos de población en caso de emergencia.

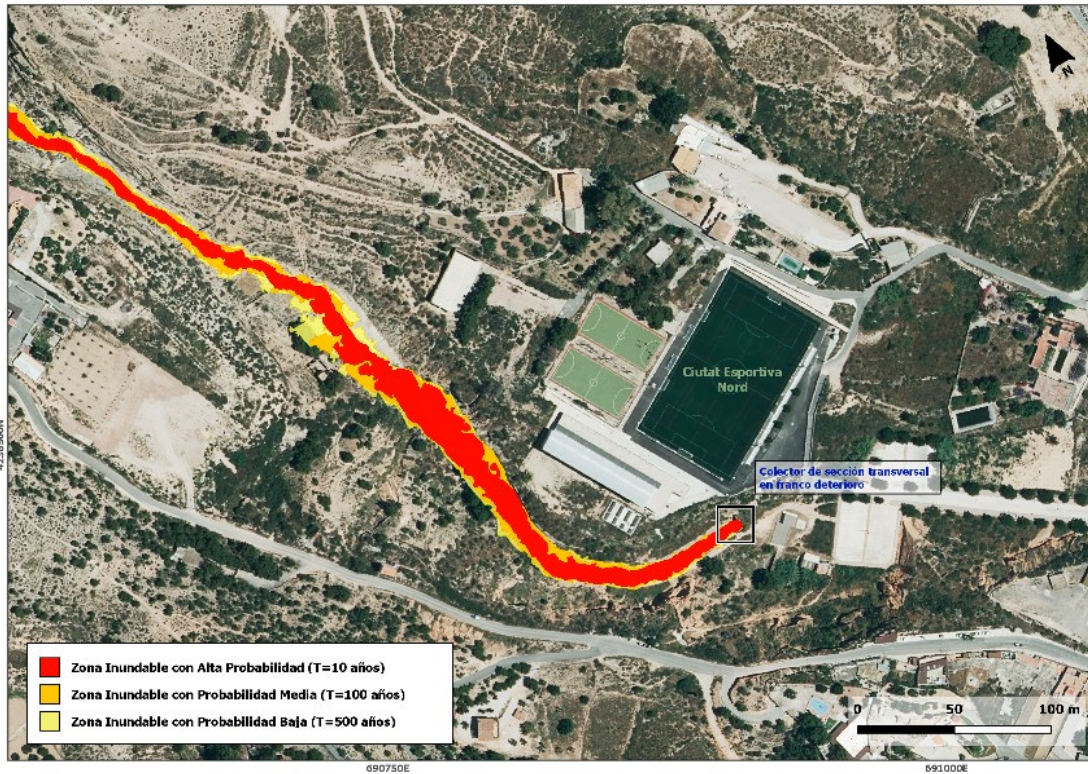
Zona 3. Al norte se encuentran los espacios recreativos o polideportivos del Colegio Público Primo de Rivera. Por otro lado, y a diferencia de la zona anterior, los espacios habitados aumentan considerablemente, incrementándose por tanto el coeficiente de afectación de viviendas por inundaciones al haber mayor exposición tanto de personas como de bienes. Inmediatamente a continuación del colegio Primo de Rivera, el cauce de la rambla es atravesado por el Puente de Jorge Juan, compuesto de bloques de sillería y con 3 arcos de medio punto transitables. Más adelante y tras varios parques y plazas, se planta el Auditori de Crevillent (a espaldas de la Casa de Cultura José Candela Lledó) así como el puente de San Sebastián, reconstruido en varias ocasiones, destacando la que tuvo lugar tras las fuertes lluvias acaecidas la tarde del viernes Santo de 1945, derrumbándose parte del puente como consecuencia de las fuertes lluvias. (Candela Oliver, 2009)

Zona 4. Esta zona está integrada en su totalidad por usos urbanos y dotacionales, como la Plaça de Gaspar Lledó y Jardines Cooperativa Eléctrica. Sobre este espacio destacan, además, las aglomeraciones de personas durante la celebración del mercadillo local los viernes o, por ejemplo, el antiguo solar de la Industria alfombrera FILSA, hoy en día utilizado como aparcamiento de vehículos.

Zona 5. En este sector se vislumbran usos urbanos y dotacionales (Plaza de la Comunidad Valenciana), ubicándose varias naves (la gran mayoría abandonadas o sin uso) tras el paso de la Nacional 340 en suelo catalogado como no industrial según la revisión del último Plan General. Cabe destacar además los problemas de subsidencia del asfalto de la propia N-340 como consecuencia de pérdidas y acumulaciones de aguas residuales en las conducciones de drenaje y saneamiento de la rambla en este tramo soterrado.

En cuanto a la conceptualización de la componente de peligrosidad, según la cartografía proporcionada de zonas inundables del Sistema Nacional de Cartografías de Zonas Inundables (Figura 5), el barranco o rambla del Castellar presenta unos caudales del orden de los 3 m³/s para un periodo de retorno de t=10, es decir, de alta probabilidad. Por su parte, para un periodo de retorno de t=50 (frecuente), el flujo de escorrentía generado por dicha arteria fluvial asciende hasta los 11 m³/s. Si, por el contrario, se contemplan escenarios de t=100 y t=500 años (es decir, probabilidades medias-ocasionales y bajas o excepcionales), los resultados se ven incrementados más si cabe, alcanzando los 15 y 29 m³/s respectivamente.

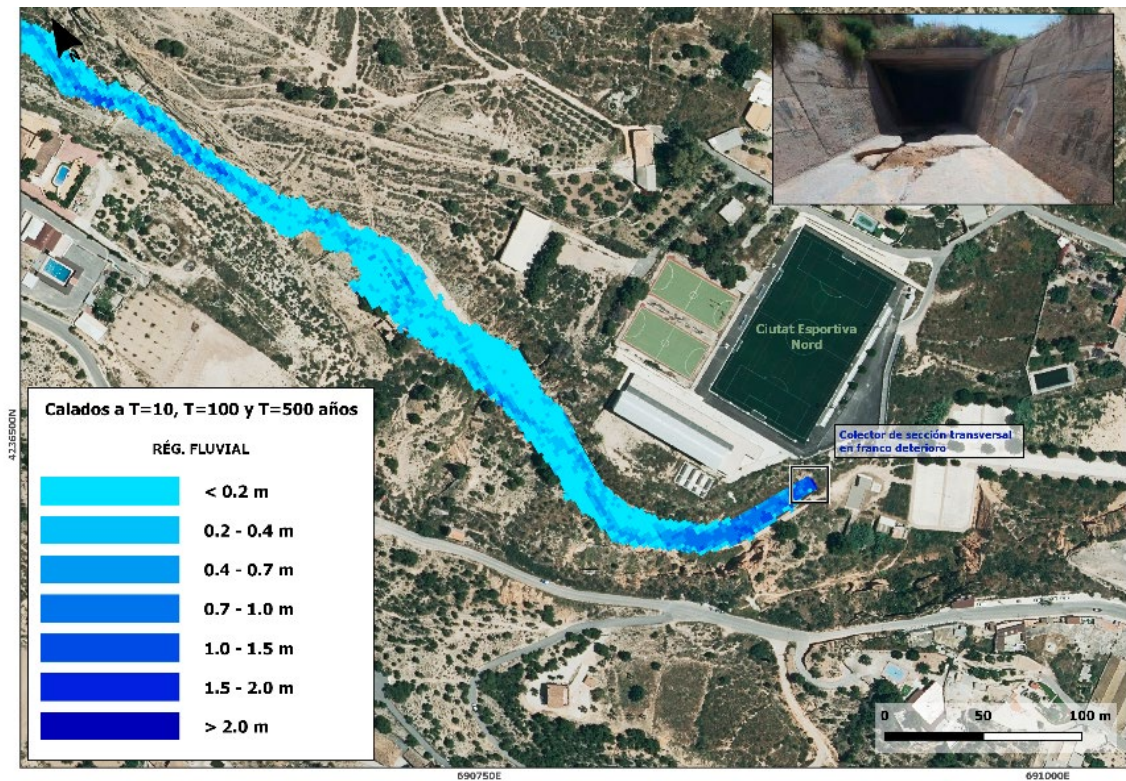
Figura 5. Zonas inundables definidas en la rambla del Castellar para un periodo de retorno de t=10, 100 y 500 años.



Fuente: SNCZI e ICV. Elaboración propia.

Por otro lado, y con la intención de verificar y contrastar los calados proporcionados por las cartografías del SNCZI y el obtenido de la simulación hidráulica efectuada sobre la propia rambla (para t=25 años), se ha decidido incorporar en el presente artículo los resultados que proporcionan los mapas de peligrosidad por inundación fluvial de las Áreas de Riesgo Potencial Significativo Por Inundación (ARPSIs), obteniendo unos valores de calados muy similares a los anteriormente manejados. Se adjuntan a continuación los resultados en función del periodo de retorno analizado (Figura 6).

Figura 6. Mapa de peligrosidad por inundación fluvial (calados en m³/s) en la rambla del Castellar para un periodo de retorno de 10, 100 y 500 años.



Fuente: ARPSIs, SNCZI e ICV. Elaboración propia.

Esta gran obra de fábrica fue ejecutada siguiendo las especificaciones incluidas dentro del denominado “*Proyecto de obras de defensa y encauzamiento contra avenidas de agua*”, que pese a ser aprobado por la Dirección General de Obras Hidráulicas a fecha de 22 de noviembre de 1974, la actuación descrita se inició dos años antes. Además, dicho documento técnico establecía que el entubado de la rambla (Figura 7) constaría de 2 tramos (con secciones de arco de medio punto de 2,50 x 3,50 y 2,50 x 3,00) y una longitud total de 1654 metros, cifrándose el caudal máximo circulante en 57 m³/segundo (Gonzalvez Pérez, 1983).

Figura 7. Detalle gráfico de la canalización y el entubado de la rambla del Castellar.



Fuente: Ortofotografía del PNOA, IGN. Elaboración propia.

El 21 de octubre de 2003 se aprobó el proyecto para urbanizar la rambla del Castellar. El proyecto fue avalado por la CHS y tuvo un presupuesto de ejecución de 6,8 millones de euros, sufragados en su totalidad por la Consejería de Infraestructuras y Transportes (Cerdán, 2003).

El motivo por el que se ejecutó esta obra estructural de soterramiento del cauce a su paso por el municipio fue básicamente para evitar que, ante un episodio de lluvias torrenciales o de gran intensidad horaria, el posible caudal circulante por dicho eje fluvial se desbordara y provocara daños en los espacios urbanos colindantes al trayecto del mismo. Para evitar así, la situación acaecida en septiembre de 1986, cuando un episodio de lluvias extraordinarias afectó de manera importante a Crevillent, produciendo gran cantidad de daños en el mobiliario urbano debido a la fuerza de las aguas y la gran cantidad de troncos, rocas y demás objetos que fueron arrastrados.

La obra proyectada consistió, *grosso modo*, en la construcción de un canal de sección trapezoidal cuyas paredes y fondo están compuestas de hormigón armado (Figura 8).

Figura 8. Canal trapezoidal de hormigón armado. Parte inicial del encauzamiento de la rambla del Castellar.



Fuente: elaboración propia.

Como se puede comprobar en la Figura 9, en la primera entrada (la más expuesta al exterior), la solera del canal alcanza los 4.1 metros, dimensiones que se asemejan a la de las paredes, siendo de 4.3 la de la izquierda y 3.9 la de la derecha. Además, en esta imagen queda patente el gran desgaste de la misma, sobre todo el lado izquierdo de la losa de hormigón armado que acota el propio canal, bien por el paso de los años (desgaste), por la precariedad de los materiales empleados (abaratamiento de costes) o por la erosión que tanto la humedad como el agua en circulación ha ocasionado a su paso.

Figura 9. Solera y paredes del canal trapezoidal en el comienzo del soterramiento del cauce.



Fuente: elaboración propia.

A escasos 10 metros del acceso más externo del canal encontramos la segunda y definitiva entrada de la canalización. Tal y como se muestra en la Figura 10, esta segunda entrada parece ser mucho más antigua que la principal y lo que resulta real-

mente insólito desde el punto de vista hidráulico es, en primer lugar, sus escasas dimensiones (3.3 metros de alto x 2.7 metros de pared a pared) y, en segundo lugar, la morfología de la misma, siendo esta rematada por un arco.

Figura 10. Medidas de la segunda entrada de la canalización.



Fuente: elaboración propia.

En la actualidad, esta obra hidráulica de sección trapezoidal presenta unas deficiencias estructurales considerables, encontrándose tanto la solera del canal como las paredes de hormigón muy deterioradas como consecuencia de la interrelación de múltiples factores, entre los que podemos nombrar la propia antigüedad de la infraestructura (> de 40 años), la erosión y consiguiente desgaste fruto de la activación de la rambla y el arrastre de sedimentos durante episodios de lluvias copiosas, o bien, debido la dejadez administrativa en cuanto a la realización periódica de tareas de saneamiento y limpieza.

En cuanto a esto último, conviene señalar que en el año 2019 se produjo un desprendimiento en la margen izquierda de la rambla, lo que generó una considerable obstaculización del cauce en su tramo hormigonado. Tras un largo periodo de inactividad tanto por parte del Ayuntamiento de Crevillent (como administración municipal afectada) como por el organismo de cuenca pertinente (CHS), durante los primeros meses del año 2021 se procedió a la retirada de estos escombros y a la adecuación mecánica del área contigua, llevando a cabo labores de desbroce. No obstante, las deficiencias estructurales que presenta el hormigón de la infraestructura siguen presentes hoy en día (Figura 11), lo que sin duda supone un factor de riesgo añadido en caso de *flashflood* o crecida súbita del nivel de las aguas circulante por la rambla.

Figura 11. Erosión y desgaste de la solera del canal de sección trapezoidal antes de dar comienzo al entubado de la rambla del Castellar.



Fuente: Elaboración propia.

Tras haber analizado la disposición y medidas de la estructura que canaliza en cauce de la rambla del Castellar a su paso por el núcleo urbano de Crevillent y teniendo en cuenta el caudal máximo calculado ($8,08 \text{ m}^3/\text{segundo}$) para un periodo de retorno de 25 años, es evidente que ante una caudal de avenida como el expuesto es altamente probable que el agua rebase la canalización y termine adentrándose en el espacio urbano. Para comprobar esta hipótesis, se ha realizado una simulación hidráulica que muestra el comportamiento de la lámina de agua (Figura 12), presentando los mayores calados (3-4 metros) a la entrada de la canalización y el desbordamiento de la canalización por la zona urbanizada de la rambla, alcanzando calados inferiores a 1 metro.

Figura 12. Simulación hidráulica de la rambla del Castellar, Crevillent (Alicante).



Fuente: Ortofoto del PNOA, IGN. Elaboración propia.

Par finalizar con este apartado, y como propuesta, de cara a mitigar toda la problemática comentada anteriormente, se han desarrollado una serie de medidas que comprenden tanto soluciones estructurales como no estructurales. En cuanto a las primeras, se propone la retirada de los materiales o sedimentos acumulados sobre la solera de hormigón del cauce o la limpieza del cauce tanto en las inmediaciones a la propia estructura hidráulica como en el inicio. Ahora bien, llevar a cabo una limpieza del cauce no implica que sobre el mismo se produzca una deforestación severa o se elimine todo ápice de vegetación, pues todo esto produciría un efecto contrario al deseado, incrementando todavía más la velocidad de las aguas circulantes, provocando una disminución notable de la rugosidad y capacidad de filtrado del suelo o comprometiendo severamente la fitoestabilización del mismo. La plasmación y difusión de buenos hábitos ambientales entre la población y la elaboración de cartografías de peligrosidad y riesgo serían otras de las medidas que se incluirían dentro del apartado de medidas no estructurales.

En cambio, las medidas puramente estructurales serían aquellas enfocadas a la modificación o nueva construcción de elementos encaminados a reducir la velocidad y consiguiente erosión de las aguas o a disminuir en gran modo la capacidad de arrastre de materiales. La conservación del patrimonio hidráulico existente como son azudes o boqueras, y la construcción de nuevas estructuras como depósitos de retención con o sin derivación y mixtos (en serie o paralelo) o la implementación de medidas encaminadas o enfocadas en los SUDS (Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible) serían algunas de las medidas que podrían incluirse dentro de la categoría de actuaciones estructurales.

El interés por la gestión de las aguas pluviales ha aumentado en las últimas décadas al ser consideradas como un recurso importante dentro del ciclo hidrológico urbano. A tenor de ello, los Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenibles (SUDS), son una herramienta para afrontar la gestión de las aguas pluviales, actuando, principalmente, en la reducción de la escorrentía circulante por espacios urbanos y en la mejora de la calidad de las aguas, contribuyendo de esta manera a cumplir el Objetivo 6. Agua Limpia y Saneamiento enmarcado en la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible.

4. CONCLUSIONES

El análisis aquí presente pretende servir de reflexión y punto de inflexión para todos aquellos *stakeholders* implicados en esta problemática ambiental. Con ello, se trata de conseguir aumentar la percepción social que se tiene de los episodios de inundación en el municipio, apostando así por la configuración de una sociedad más sostenible y resiliente en relación con los riesgos.

A partir de esta investigación se ha podido observar cómo, el equilibrio existente en décadas pasadas entre poblamiento y el cauce de la rambla del Castellar se ha roto. Se ha pasado de un casco urbano ubicado en un margen del barranco y de un cauce respetado, donde se han utilizado varias técnicas para aprovechar sus recursos hídricos para la práctica agrícola, a su abandono y ocupación por parte de la urbanización. Esta intensa transformación conlleva unas consecuencias para la población de Crevillent, como lo es un aumento del grado de exposición y vulnerabilidad ante

el peligro de inundación. Esta amenaza no solo se debe asociar a la propia rambla en sí, sino que también tiene relación con un aumento de la superficie impermeable tras la expansión del casco urbano, que ha hecho que la propia ciudad, ante un aguacero extraordinario o un episodio de lluvias torrenciales (tan común en el sureste peninsular), actúe como una autentica cuenca hidrográfica al haber un mayor volumen de agua circulante.

A parte de ello, y más allá de la propia ocupación de cauce, una práctica habitual en el sureste peninsular, es necesario destacar, por su abandono y dejadez, el estado de conservación de la propia estructura de canalización de la rambla. Este factor, que queda patente, por ejemplo, en los numerosos socavones que se encuentran a lo largo de la solera, evidencia así el severo desgaste al que está sometido el hormigón de toda la obra, algo que sin duda influye de forma crucial en la rugosidad del material, debilitando la estructura y haciéndola menos eficaz ante las posibles avenidas. Sin contar, por otro lado, con las posibles afectaciones que pudiera haber en el interior de la canalización.

La propia dinámica del curso fluvial, aguas arriba del casco urbano, también se ha visto afectada, ante la desaparición o mal estado de los elementos que tradicionalmente se han utilizado para mitigar la fuerte escorrentía, lo que ha contribuido a una mayor velocidad de caudal, una mayor erosión y un aumento de la carga sedimentaria. Ello supone un problema cuando esa punta de crecida pueda llegar del colector fluvial, ya no solo por la reducida cantidad de agua que puede circular por su curso, en comparación con el cauce original, sino también por el arrastre de rocas, troncos y otros objetos que pueden llegar a acumularse y taponar la entrada del conducto, lo que supondría un verdadero problema. Además, la transformación del trazado de la rambla, con la ocupación de meandros por viviendas, instalación deportivas e industriales o bien equipamientos dotacionales de diversa índole, todo ello aprobado por los instrumentos planificadores, han dado lugar a un cauce más rectilíneo.

A partir de las propuestas aportadas se pretender dar luz a esta problemática apostando siempre por la sostenibilidad, como puede ser la creación de una serie de infraestructuras, donde habría cabida para los SUDS. La recuperación y remodelación de las infraestructuras hidráulicas que ya existían en rambla hace unas décadas puede ser una opción, que contribuiría, además, a recuperar ese gran patrimonio etnológico, sin olvidar la limpieza y adecuación de las actuales.

BIBLIOGRAFÍA

- AYUNTAMIENTO DE CREVILLEN. (2017). El suelo industrial de Crevillent. En Excmo. Ayuntamiento de Crevillent (Coord.), *Plan Estratégico Industrial De La Ciudad De Crevillent* (pp. 15-53). Crevillent, Alicante.
- AYUNTAMIENTO DE CREVILLEN (2020). Número IX: Los Puentes. En Excmo. Ayuntamiento de Crevillent (Coord.), *Edificios Históricos de Crevillent*. Archivo Municipal "Clara Campoamor" (ed.), D.L.A 319-2020, Crevillent, Alicante.
- BOXAMORÓS, M., & MORALES GIL, A. (1993). Barrancos y ramblas: su incorporación al entramado urbano en el sureste peninsular. *Investigaciones Geográficas*, (11), 153-169. <https://doi.org/10.14198/INGEO1993.11.03>

- CERDÁN, D. (2003, OCTOBER 22). Crevillent aprueba la urbanización de una rambla en pleno casco urbano. *EL PAÍS*. Retrieved from https://elpais.com/diario/2003/10/22/cvalencia-na/1066850287_850215.html
- ESPAÑA. MINISTERIO DE AGRICULTURA Y PESCA, A. Y M. A. (2016). Real Decreto 638/2016, de 9 de diciembre, por el que se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, el Reglamento de Planificación Hidrológica, aprobado por el Real Decreto 907/2007, de 6 de. *Boletín Oficial Del Estado*, (314, 29 de diciembre), 91133–91175.
- ESPAÑA. MINISTERIO DE LA PRESIDENCIA. (2010). Real Decreto 903/2010, de 9 de julio, de evaluación y gestión de riesgos de inundación. *Boletín Oficial Del Estado*, (171, 15 de julio), 61954–61967. Retrieved from <https://www.boe.es/eli/es/rd/2010/07/09/903>
- ESPON. (2006). *The Spatial Effects and Management of Natural and Technological Hazards in Europe* (P. Schmidt-Thomé, ed.). [https://doi.org/10.1016/S0264-410X\(12\)01439-9](https://doi.org/10.1016/S0264-410X(12)01439-9)
- GONZALVEZ PÉREZ, V. (1983). *Crevillente. Estudio urbano, demográfico e industrial*. Instituto Universitario de Geografía. Universidad de Alicante. Ayuntamiento de Crevillente.
- MORALES GIL, A. (1968). El riego con aguas de avenida en las laderas subáridas. *Papeles Del Departamento de Geografía*, (1), 167–183. Retrieved from <https://revistas.um.es/geografia/article/view/41261>
- NACIONES UNIDAS. ASAMBLEA GENERAL. (2015). *Resolución A/RES/70/1 Transformar nuestro mundo: la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible*. (25 de septiembre de 2015), 40. Retrieved from <https://undocs.org/es/A/RES/70/1>
- PARLAMENTO EUROPEO. EL CONSEJO DE LA UNIÓN EUROPEA. (2000). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. *Diario Oficial de La Unión Europea. Serie L*, 43(327, 23 de octubre), 72. Retrieved from <http://data.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj>
- PARLAMENTO EUROPEO. EL CONSEJO DE LA UNIÓN EUROPEA. (2007). Directiva 2007/60/CE del Parlamento Europeo y el Consejo, de 23 de octubre de 2007, relativa a la evaluación y gestión de los riesgos de inundación. *Diario Oficial de La Unión Europea. Serie L*, 20(288, 6 de noviembre), 27–34. Retrieved from <http://data.europa.eu/eli/dir/2007/60/oj>
- SORIANO ANDREU, F. (2004). Análisis del riesgo de inundación en los municipios meridionales de Alicante: comarcas del Bajo Vinalopó y Bajo Segura. In A. Gil Olcina, J. Olcina Cantos, & A. M. Rico Amorós (Eds.), *Aguaceros, aguaduchos e inundaciones en áreas urbanas alicantinas* (pp. 527–611). San Vicente del Raspeig: Publicaciones de la Universidad de Alicante.

SELECCIÓN DE CARACTERÍSTICAS EN ESPECTROSCOPIA PARA EL MODELADO PREDICTIVO DE MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO EN SIERRA DE LAS NIEVES: UNA APROXIMACIÓN DESDE EL MACHINE LEARNING

FEATURE SELECTION IN SPECTROSCOPY FOR SOIL ORGANIC MATTER PREDICTIVE MODELLING IN SIERRA DE LAS NIEVES: A MACHINE LEARNING APPROACH

Francisco M. Canero¹

fcanero@us.es <https://orcid.org/0000-0002-7813-1487>

Victor F. Rodriguez-Galiano¹

vrgaliano@us.es <https://orcid.org/0000-0002-5422-8305> DAVID ARAGONES2

daragones@ebd.csic.es

Miguel A. Garcia-Perez²

mgperez@us.es <https://orcid.org/0000-0002-7872-7272>

1 Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla

2 Laboratorio de SIG y Teledetección, Estación Biológica de Doñana, CSIC

Resumen

En este estudio se aplican nuevas técnicas de reducción de la dimensionalidad en espectroscopía de suelos para el modelado de materia orgánica, combinando algoritmos de selección de características (SC) y *machine learning*. Se realizó un muestreo de campo en Sierra de las Nieves, recogiendo 100 muestras de suelos, que fueron posteriormente medidas en laboratorio usando el espectrorradiómetro ASD FieldSpec Pro. Se aplicó un preprocesado espectral, *Continuum Removal* (CR), a los espectros brutos. Dos algoritmos diferentes de modelado fueron aplicados: regresión parcial por mínimos cuadrados (*Partial Least Squared Regression*, PLSR) y *Random Forest* (RF). PLSR posee un algoritmo de extracción de características, mientras RF se aplicó sin reducción de la dimensionalidad y con dos técnicas SC, selección secuencial hacia delante y selección secuencial flotante hacia delante. Estos modelos se evaluaron mediante R cuadrado (R^2), la raíz del error cuadrático medio y la relación entre predicción y desviación (RPD). Los modelos RF con SC fueron los más exactos (máximo RPD: 2.19), seguidos de los modelos PLSR, y los modelos RF sin SC. Los modelos con espectros CR mostraron mejor resultado que los modelos con espectros brutos.

Palabras clave: materia orgánica, espectroscopía, machine learning, selección de características, suelo

Abstract

This study applies new dimensionality reduction techniques in soil spectroscopy for soil organic matter modelling, combining feature selection (FS) and machine learning algorithms. A field sampling was carried out in Sierra de las Nieves, collecting 100 soil samples, which were subsequently measured in the laboratory using the ASD FieldSpec Pro spectroradiometer. Spectral pre-processing, Continuum Removal (CR), was applied to the raw spectra. Two different modelling algorithms were applied: Partial Least Squared Regression (PLSR) and Random Forest (RF). PLSR has a feature extraction algorithm, while RF was applied without dimensionality reduction and with two FS techniques, sequential forward selection, and sequential floating forward selection. These models were evaluated by the R squared R^2 , the root mean square error and the ratio of prediction to deviation (RPD). RF models with FS were the most accurate (max. RPD: 2.19), followed by PLSR models, and RF models without FS. Models with CR spectra performed better than models without spectra.

Keywords: soil organic matter, spectroscopy, machine learning, feature selection, soil

1. INTRODUCCIÓN

La espectroscopía de suelos (ES) se ha convertido en una técnica muy utilizada para la predicción de propiedades activas del suelo (PAS) (Riedel et al., 2018). ES estima propiedades del suelo a partir de la relación de las características de absorción (CA) de los espectros del suelo con el contenido medido de diferentes propiedades del suelo como la materia orgánica del suelo (MOS) o algunos minerales (Gomez & Lagacherie, 2016). Cada PAS actúa en CA específicas del espectro visible e infrarrojo cercano (vis-IRC, 400–2500 nm), manifestándose el MOS principalmente en el visible (400–700 nm) (Chabrilat et al., 2019). La existencia de CA asociadas a la MOS permite estimar mediante ES esta propiedad del suelo, que actúa como indicador clave de la calidad del suelo (Munnaf et al., 2021).

En el modelado predictivo con ES existen dos etapas críticas: el aprendizaje y la reducción de la dimensionalidad. En los últimos años se ha generalizado el uso de algoritmos de aprendizaje automático o *machine learning* (ML) en ES (Mouazen et al., 2010; R. A. Viscarra Rossel et al., 2006), frente a algoritmos lineales como la regresión lineal. ML es un subcampo de las ciencias de la computación basado en las semejanzas con el aprendizaje biológico (Breiman, 2001). ML presenta una serie de ventajas respecto a los algoritmos lineales: la capacidad de establecer relaciones no lineales entre datos y la no asunción de normalidad en las características predictoras (Brown et al., 2000). Esto pudiera repercutir positivamente en una mayor exactitud de ML frente a algoritmos lineales en espacios de características complejos (Rodríguez-Galiano, Ghimire, et al., 2012). Debido a la alta dimensionalidad de los datos espectral se aplican diferentes estrategias para la reducción de la dimensionalidad como: i) la degradación espectral (Peng et al., 2014); ii) Extracción de Características (EC) y iii) Selección de Características (SC) (Khalid et al., 2014). EC condensa la información en un conjunto reducido de nuevas características (Wold et al., 2001). SC es un proceso que selecciona

un subconjunto de las características originales, reduciendo el espacio de características de acuerdo con un criterio elegido (Rodríguez-Galiano et al., 2018). Esto simplifica la interpretación de los resultados, y pudiera mejorar la exactitud del aprendizaje evitando el efecto Hughes. Selección de características en espectroscopia para el modelado predictivo de materia orgánica del suelo en Sierra de las Nieves: una aproximación desde el machine learning

El objetivo de esta comunicación es evaluar los resultados de dos métodos de SC para la reducción de la dimensionalidad de la información espectral en ES y la identificación de características claves (longitudes de onda) en el modelado de la materia orgánica del suelo. Los objetivos específicos son: i) evaluar una alternativa al modelado con Regresión Parcial por Mínimos Cuadrados, basada en el uso combinado de SC y RF, y ii) comparar los resultados obtenidos por dos espacios de características: espectros brutos y preprocesados con *Continuum Removal* (CR).

2. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio seleccionada es Sierra de las Nieves (SN), Málaga, España (figura 1). El área de estudio comprende alrededor de 212 ha, con una elevación media de 1000 m. Los principales tipos de suelos son litosoles, cambisoles eútricos, cambisoles cálcicos y luvisoles crómicos (Junta de Andalucía, 2005). Los suelos están condicionados por la heterogeneidad de cubiertas del suelo y el sustrato litológico. Las cubiertas del suelo son variadas en el área de estudio: zonas forestales, con especies de los géneros *Abies*, *Pinus* y *Quercus* (Luque-Espinar et al., 2020), matorrales, pastizales, suelo desnudo y áreas agrícolas. El sustrato litológico se divide en dos grandes unidades: peridotitas y rocas carbonatadas (Mazzoli et al., 2013). Estas litologías han dado lugar a suelos de diferentes características: los cambisoles se relacionan con las litologías carbonatadas, y los luvisoles con las peridotitas. El área de estudio presenta un clima de marcado carácter mediterráneo, con un periodo estival seco y abundantes precipitaciones repartidas desde septiembre a mayo (Fernández-Cancio et al., 2007).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

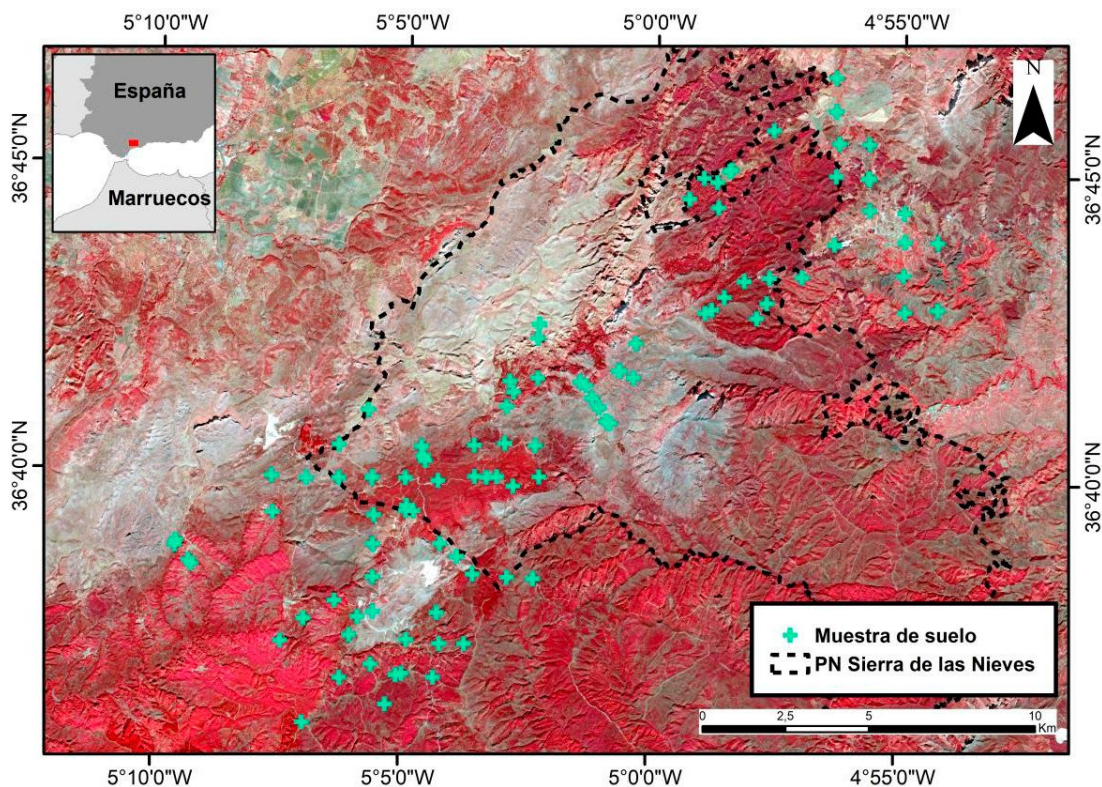
3.1. Datos

3.1.1. Muestreo de suelos y determinación de MOS.

Un total de 100 muestras de suelo fueron tomadas entre el 12 y 20 de octubre de 2019. El diseño espacial del muestreo se basó en el Tercer Inventario Forestal Nacional (Villanueva, 2005), un muestreo sistemático espacial con distancia de rejilla de 1 km. Se seleccionaron los puntos que cumplían con una doble condición: puntos localizados a menos de 250 m de una vía de comunicación, y con una pendiente menor del 30 % a partir del Modelo Digital de Elevaciones del Instituto Geográfico Nacional de España a 5 m de resolución. En campo se seleccionó la ubicación exacta o cercana en un búfer de 100 m respecto del punto, en función de su accesibilidad real, intensificando el muestreo en áreas de especial interés. Se tomaron 500-700

g por muestra. La determinación del porcentaje de MOS se llevó a cabo mediante calcinación (AENOR, 2001).

Fig. 1. Mapa de localización de Sierra de las Nieves.



SRC: WGS84. Composición falso color imagen Sentinel-2 de octubre de 2019 (bandas IRC, rojo y verde).

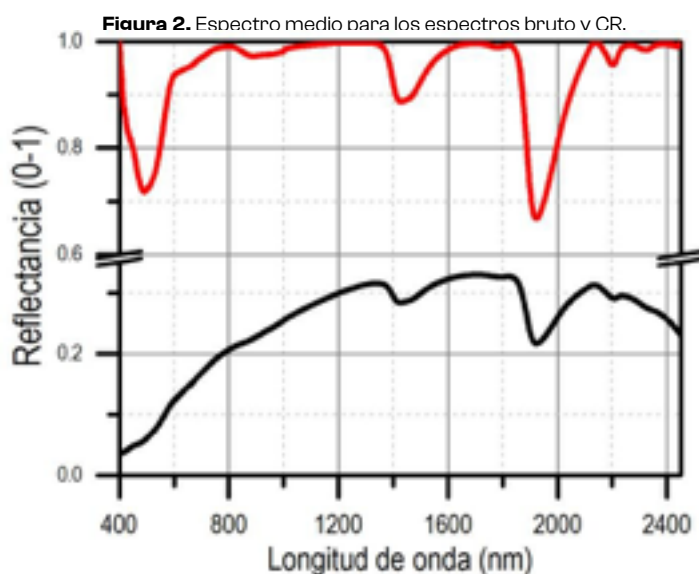
3.1.2. Mediciones espectroscópicas

La reflectancia fue medida en el visible y en el infrarrojo cercano (IRC) (350–2500 nm) para las cien muestras. Las mediciones se realizaron en condiciones de laboratorio, usando el espectrorradiómetro ASD FieldSpec Pro (Analytical Spectral Devices Inc., Boulder, CO, USA). El intervalo de muestreo del sensor abarca de 350 a 2500 nm, con un intervalo espectral de 1 nm. Las muestras de suelo fueron colocadas sobre platos de 10 cm de diámetro, volcando sobre ellos 250 g de las diferentes muestras. La conversión de reflectancia a reflectividad se realizó usando un spectralon blanco, con una reflectividad cercana al 100 %, recalibrándose la reflectancia cada diez muestras de suelo. Para cada muestra de suelo, fueron tomadas diez muestras de reflectividad, calculándose la media de las muestras usando el software ViewSpecPro. Los extremos de las curvas espectrales (350–399 nm y 2451–2500 nm) fueron eliminados, por el ruido producido por el espectrorradiómetro.

3.2. Métodos

3.2.1. Preprocesado espectral

Se aplicó un preprocesado espectral, Continuum Removal (CR). CR normaliza con una base común los diferentes espectros para el realce de las CA. CR se aplicó sobre los espectros brutos usando el software R (R Core Team, 2013). El resultado fue dos espacios de características, uno relativo a los espectros brutos, y otro a los espectros con preprocesado CR, donde cada característica corresponde a la reflectancia medida por nanómetro en el rango medido (400–2450 nm). Se llevó a cabo un análisis de correlaciones bivariadas entre las características y la MOS, diferenciando según espacio de características. En la figura 2 se muestra el espectro medio para los espectros brutos y el espectro CR.



La línea negra hace referencia al espectro bruto y la línea rojo al espectro CR.

3.2.2. Algoritmos de modelado

La regresión parcial por mínimos cuadrados (en inglés: Partial Least Square Regression, PLSR) es un algoritmo de regresión paramétrico caracterizado por su funcionamiento en dos pasos: i) se aplica la EC, generando las variables latentes (VL), y ii) se aplica una regresión lineal multivariante usando las VL como características predictoras (Mevik & Wehrens, 2007). La EC de PLSR se diferencia de un Análisis de Componentes Principales y otras técnicas de EC porque la EC de PLSR se optimiza a partir de la característica objetivo (Mahesh et al., 2014). El algoritmo PLSR se aplicó en R, usando el paquete pls 2.7-3. Los parámetros seleccionados fueron el método plskernel y un máximo de 10 VL. Para la selección óptima del número de VL se utilizó el algoritmo one-sigma.

RF es un algoritmo de ML construido a partir de un conjunto de árboles de decisión aplicando un remuestreo denominado bagging (Breiman, 2001; Rodríguez-Galiano, Ghimire, et al., 2012), que consiste en que cada árbol individual

del conjunto se construye a partir de diferentes subconjuntos de entrenamiento, seleccionados aleatoriamente del dataset original (Rodríguez-Galiano, Chica-Olmo, et al., 2012). RF otorga como valor de salida la media del resultado de todos los árboles individuales. RF sólo requiere el ajuste de dos hiperparámetros: el número de árboles (ntree) y el número de características aleatorias seleccionadas por cada árbol (mtry). La estrategia de optimización de hiperparámetros en RF se llevó a cabo en dos pasos, debido a la aplicación de SC. El hiperparámetro ntree fue optimizado en un rango de 100-2000 árboles, en intervalos de 100 árboles.

3.2.3. Selección de características

SC es una metodología relacionada con el modelado predictivo con el objetivo de reducir la dimensionalidad del espacio de características de acuerdo con un criterio específico (Blum & Langley, 1997). SC permite mejorar el entendimiento y la interpretación de los procesos físicos subyacentes, mejorar la exactitud del modelado, reducir el ruido generado por las características no informativas y reducir el coste computacional del procesado (Cocchi et al., 2018). Se puede esquematizar el proceso en tres pasos: (i) establecer una métrica de evaluación que sirva como criterio de selección de características (ii) seleccionar una estrategia de búsqueda para la elección del orden de evaluación de los subconjuntos de características, y (iii) el aprendizaje del modelo (Rodríguez-Galiano et al., 2018). La búsqueda secuencial se caracteriza por la naturaleza iterativa del algoritmo y se puede ejecutar de diferentes maneras: i) Selección Secuencial hacia delante (en inglés: Sequential Forward Selection, SFS): el algoritmo empieza con un conjunto sin características, y progresivamente va añadiendo características, hasta que no se observa una mejora en la exactitud de los modelos, o hasta que se alcanza un número específico de características; ii) Selección Secuencial Flotante hacia delante (en inglés: Sequential Forward Floating Selection, SFFS), funciona de manera semejante a SFS, pero cuando se define un subconjunto, una selección secuencial hacia atrás es aplicada, hasta que se obtiene el mejor subconjunto de características; si no es el caso, comienza de nuevo un SFS.

En la aplicación de SC se aplicó el valor de ntree para las diferentes combinaciones de espacios de características determinado en la optimización de este hiperparámetro. Se eligió una búsqueda secuencial debido al mayor equilibrio entre exactitud y coste computacional (Guyon & Elisseeff, 2003). El parámetro alpha (umbral de detección de la búsqueda) fue establecido en 0,001. Se usó la raíz del error cuadrático medio (en inglés: Root Mean Squared Error, RMSE) como criterio de optimización y selección de características. SC fue ejecutada en R, a través del paquete mlr 2.17.1 (Bischl et al., 2016)

3.2.4. Evaluación del modelado

Se usaron tres métricas de validación del modelado: R cuadrado (R^2), raíz del error cuadrático medio (*root mean squared error*, $RMSE$) y relación entre predicción y desviación (*ratio of performance to deviation*, RPD). Las ecuaciones de las métricas son:

$$R^2 = 1 - \frac{RSS}{TSS}$$
$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (p_i - o_i)^2}{n}}$$
$$RPD = \frac{sd}{RMSE_m}$$

Donde RSS hace referencia a la suma residual de los cuadrados, TSS es la suma total de los cuadrados, n hace referencia a número de observaciones, p_i valor iésimo predicho, o_i valor observado en la observación iésima, sd hace referencia a la desviación estándar y $RMSE_m$ al $RMSE$ del modelo.

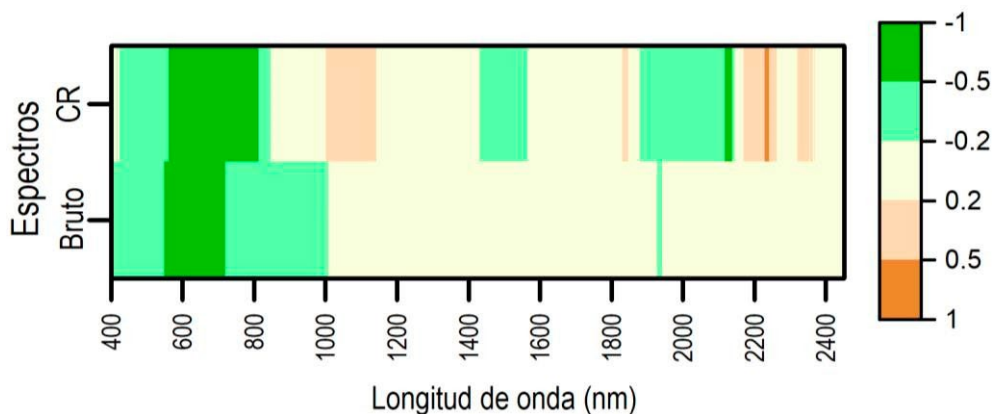
Debido al limitado número de muestras ($n = 100$), se optó por una validación interna al modelo: en $PLSR$, una validación cruzada de 10 carpetas. En RF , $RMSE$ se calculó promedio del $RMSE$ de cada árbol. Para la elección de la combinación óptima de hiperparámetros and SC , se optó por el $RMSE$ mínimo. Se usó RPD junto a $RMSE$ por que simplifica la comparación entre modelos, al contextualizarlas según desviación estándar. En la bibliografía se encuentran umbrales de evaluación de la exactitud del modelo según RPD (Ouerghemmi et al., 2016), estimándose un modelo como aceptable para la predicción cuando su RPD es superior a 1,4.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Análisis muestral y correlaciones con los espectros

La MOS medida a partir de las muestras tomadas en campo presentó un valor medio de 12,19 %, una mediana de 10,15 %, un rango de 3,9–42,18 %, una desviación estándar de 7,37. La figura 3 muestra las correlaciones bivariadas entre MOS y las características predictoras. El mayor valor de correlación se encontró en la región del visible (600–700 nm) para los dos espacios de características. Los espectros CR mostraron también altos valores de correlación alrededor de 2150 y 2250 nm. Esta mayor correlación se pudiera relacionar con otras CA del MOS . Los mayores valores de correlación con los espectros CR pudieran indicar que el realce que aplica CR sobre las CA es efectivo a la hora de establecer relaciones entre datos espectrales y PAS . Las altas correlaciones de la MOS con los espectros CR en el infrarrojo de onda corta pudiera deberse a otras PAS que pudieran tener una alta correlación con la MOS , y cuyas CA pudieran encontrarse en esta región.

Figura 3. Coeficiente de correlación de Pearson entre cada longitud de onda y MOS, según PE.



Bruto hace referencia a los espectros brutos, CR a los espectros CR y MSC a los espectros MSC.

4.2. Evaluación de la exactitud de los modelos de PAS

Los resultados de los modelos PLSR se presentan en la tabla 1. El modelo CR necesitó menos VL para obtener mayor exactitud que los espectros brutos (RPD: 1,59 y 1,48, respectivamente), lo que pudo deberse a las correlaciones más fuertes de los espectros CR con la MOS, dado el carácter lineal de PLSR, y a la presencia de más regiones del espectro CR con alta correlación con la MOS, como indica la figura 3.

Tabla 1. Resultado de los modelos de MOS con PLSR según espacio de características.

EC	VL	R ²	RMSE	RPD
E. brutos	7	0,53	4,97	1,48
CR	5	0,6	4,64	1,59

EC=espacio de características, VL=variables latentes, E. brutos=espectros brutos, CR=continuum removal, MSC=multiplicative scatter correction.

En la tabla 2 se presentan los resultados de los modelos RF, RF-SFS y RF-SFFS según espacio de características. Los modelos RF con SC fueron más exactos que los modelos RF sin SC. Los modelos RF tuvieron baja exactitud (RPD > 1,4). Con SC, los modelos con espectros brutos fueron ligeramente más exactos (1,52 y 1,42 para SFS y SFFS), y con espectros CR aumentaron mucho su exactitud respecto a RF: 2,19 para RF-SFS y 2,17 para RF-SFFS. Los resultados indican una mejor exactitud de los modelos CR en comparación a los modelos con espectros brutos, lo que se pudiera deber al realce de las CA asociadas a la MOS. Los modelos con SC fueron más exactos que los modelos sin SC, con una ligera mejor exactitud de los modelos con SFS frente a los modelos SFFS. Esto se pudiera deber a las ventajas que incorpora

SC como técnica de reducción de la dimensionalidad, en un espacio de características altamente dimensional. Un ejemplo es que con SC se evita el efecto Hughes, o la pérdida de exactitud en el modelado por la introducción de características no informativas.

Tabla 2. Resultados del modelado para RF, RF-SFS, RF-SFFS según espacio de características.

EC	Ntree	RF			RF-SFS			RF-SFFS		
		R ²	RMSE	RPD	R ²	RMSE	RPD	R ²	RMSE	RPD
E.brutos	1300	0,28	5,42	1,36	0,35	4,82	1,52	0,15	5,14	1,43
CR	300	0,43	5,35	1,38	0,68	3,37	2,19	0,71	3,4	2,17

EC=espacio de características, ntree=n° de árboles del modelo RF, RF=RF sin SC, RF-SFS=RF con SC SFS, RF-SFFS=RF con SC SFFS.

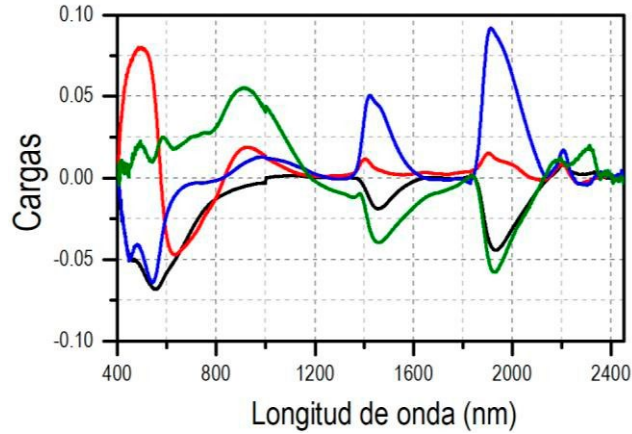
Ordenando los modelos según su exactitud, los modelos más exactos fueron los modelos RF-SC, luego los modelos PLSR, y por último los modelos sin SC/EC: RF sin SC tuvo peor exactitud que PLSR, mientras que RF con SC tuvo mayor exactitud que PLSR. Dos ideas claves se pueden extraer de estos resultados: i) las potenciales ventajas de RF sobre PLSR son ineficientes en un contexto de elevada dimensionalidad, como existe en ES sin reducción de dimensionalidad; ii) una mayor importancia de la reducción de la dimensionalidad en el modelado de ES, por la elevada dimensionalidad de los espacios de características.

4.3. Resultados de la extracción y selección de características

En la figura 4 se representan las *loadings* (la relación entre cada VL y las características originales) de las cuatro primeras VL del modelo CR de PLSR, el más exacto de los dos modelos PLSR. Estas *loadings* explicaron el 93,4 % de la varianza. La primera VL (47,55 % de varianza explicada) tuvo los mayores valores de *loadings* en el visible y en las CA asociadas al agua. La segunda carga tuvo valores positivos de *loadings* en el rango 400-600 nm y negativas para el rango 600-800 nm. La tercera carga tuvo valores negativos en el visible y positivos para las CA asociadas al agua.

Una mayor diferencia se pudo apreciar para la cuarta VL, con importante valor de *loadings* en el IRC. El modelo PLSR pudiera ser redundante, al tener las VL información de las mismas regiones espectrales, aunque se asocian a la CA de MOS en el visible. En la región de las CA asociadas a la humedad del suelo, los altos valores de *loadings* se pudieran explicar por una posible correlación de la MOS con el contenido de humedad. En el IRC, pudiera deberse a algún elemento contenido dentro de la MOS con CA propia, o una alta correlación de la MOS con otra PAS.

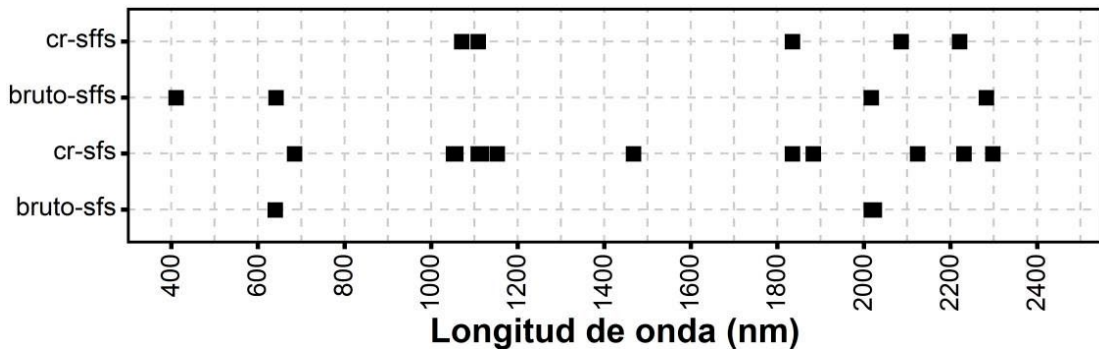
Figura 4. Loadings para las cuatro primeras VL del modelo CR con PLSR.



Colores por VL: primer VL: negro, segundo VL: rojo, tercer VL: azul y cuarto VL: verde.

En la figura 5 se muestran las características seleccionadas para los modelos brutos y CR. Las características seleccionadas fueron semejantes para los algoritmos de SC, variando según espacio de características. Para los espectros brutos, se seleccionaron características en el visible y en el infrarrojo de onda corta, seleccionando ambos algoritmos en el rojo visible y cerca de la CA de la humedad del suelo. Para los modelos CR, ambos algoritmos seleccionaron características en el infrarrojo cercano y de onda corta, seleccionando sólo el modelo CR-SFS una característica en la CA de MOS en el visible, lo que pudiera explicar la ligera mejor exactitud. Estas características seleccionadas por los modelos CR se pudieran asociar a elementos orgánicos presentes en la MOS, como los compuestos aromáticos (R. A. Viscarra Rossel & Behrens, 2010). La selección de pocas características en diferentes regiones pudiera derivar de la multicolinealidad de los datos espectrales, sugiriendo la eficacia de SC a la hora de seleccionar las características informativas y necesarias en el modelo para optimizarla exactitud.

Figura 5. Características seleccionadas por los modelos según espacio de características y algoritmo de SC.



cr-sfs: Modelo MOS con espacio CR y SFS. Bruto-sfs: modelo MOS con espacio bruto y SFS. Cr-sfs: modelo MOS con espacio CR y SFS. Bruto-sfs: modelo MOS con espacio bruto y SFS.

Existen algunas diferencias entre los resultados de *loadings* y la SC. Se seleccionaron características no sólo en el visible, sino en varias regiones espectrales. Los modelos CR consideraron importante la región alrededor de 2000–2300 nm, seleccionando varias características en esa región, mientras que se seleccionaron pocas características en la región del visible, donde se encuentran las correlaciones lineales más fuertes y los valores más elevados de *loadings*. La selección de características en una mayor variedad de regiones espectrales y la falta de redundancia pudiera ser causa explicativa de la mejor exactitud de los modelos RF–SC frente a los modelos PLSR.

5. CONCLUSIONES

La aplicación de algoritmos de SC y ML en el modelado de propiedades de suelo mediante ES ha supuesto una mejora comparativa de la exactitud de los modelos. Los modelos RF–SC fueron más exactos que los modelos PLSR debido a las ventajas de RF y SC frente a los modelos lineales con EC, y a RF, al reducir notablemente la dimensionalidad y evitar efecto Hughes. SC mostró ventajas en la interpretación de resultados frente a EC, debido a la selección directa de características originales, frente a características nuevas, que presentaron redundancia de información. El preprocesado CR mostró correlaciones más fuertes y los modelos con este preprocesado se han mostrado más exactos que los modelos con espectros brutos para todos los modelados, lo que sugiere que el realce de las CA es recomendable para la mejora de la capacidad predictiva de los modelos.

REFERENCIAS

- AENOR. (2001). Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: determinación del contenido en materia orgánica y de las cenizas: Norma Española UNE-EN 13039: AENOR Madrid.
- BISCHL, B., LANG, M., KOTTHOFF, L., SCHIFFNER, J., RICHTER, J., STUDERUS, E., . . . JONES, Z. M. (2016). mlr: Machine Learning in R. *The Journal of Machine Learning Research*, 17(1), 5938–5942.
- BLUM, A. L., & LANGLEY, P. (1997). Selection of relevant features and examples in machine learning. *Artificial intelligence*, 97(1–2), 245–271.
- BREIMAN, L. (2001). Statistical Modeling: The Two Cultures. *Statistical Science*, 16(3), 199–231.
- BROWN, W. M., GEDEON, T. D., GROVES, D. I., & BARNES, R. G. (2000). Artificial neural networks: A new method for mineral prospectivity mapping. *Australian Journal of Earth Sciences*, 47(4), 757–770. doi: 10.1046/j.1440-0952.2000.00807.x
- COCCHI, M., BIANCOLILLO, A., & MARINI, F. (2018). Chemometric Methods for Classification and Feature Selection. 82, 265–299. doi: 10.1016/bs.coac.2018.08.006
- CHABRILLAT, S., BEN-DOR, E., CIERNIEWSKI, J., GOMEZ, C., SCHMID, T., & VAN WESEMAEL, B. (2019). Imaging Spectroscopy for Soil Mapping and Monitoring. *Surveys in Geophysics*, 40(3), 361–399. doi: 10.1007/s10712-019-09524-0
- FERNANDEZ-FERNANDEZ, R., GIL HERNÁNDEZ, P., MANRIQUE MENEÉNDEZ, E., & CALZADO MARTÍNEZ, C. (2007). Climate classification of *Abies pinsapo* Boiss. forests in Southern Spain. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 16(3), 222. doi: 10.5424/srf/2007163-01011
- GOMEZ, C., & LAGACHERIE, P. (2016). Mapping of Primary Soil Properties Using Optical Visible and

Near Infrared (Vis-NIR) Remote Sensing (pp. 1-35).

- GUYON, I., & ELISSEEFF, A. (2003). An Introduction to Variable and Feature Selection. *Journal of Machine Learning Research*, 3, 1157-1182.
- JUNTA DE ANDALUCÍA. (2005). *Mapa de Suelos de Andalucía a escala 1:40.000* (Vol. Atlas de Andalucía).
- KHALID, S., KHALIL, T., & NASREEN, S. (2014). A survey of feature selection and feature extraction techniques in machine learning. Paper presented at the 2014 Science and Information Conference, London, UK.
- LUQUE-ESPINAR, J. A., PARDO-IGÚZQUIZA, E., RODRÍGUEZ-GALIANO, V. F., CHICA-OLMO, M., & DE LA VEGA-PANIZO, R. (2020). Karst and Vegetation: Biodiversity and Geobotany in the Sierra de las Nieves Karst Aquifer (Málaga, Spain). 11-22. doi: 10.1007/978-3-030-14015-1_2
- MAHESH, S., JAYAS, D. S., PALIWAL, J., & WHITE, N. D. G. (2014). Comparison of Partial Least Squares Regression (PLSR) and Principal Components Regression (PCR) Methods for Protein and Hardness Predictions using the Near-Infrared (NIR) Hyperspectral Images of Bulk Samples of Canadian Wheat. *Food and Bioprocess Technology*, 8(1), 31-40. doi: 10.1007/s11947-014-1381-z
- MAZZOLI, S., MARTÍN-ALGARRA, A., REDDY, S. M., SÁNCHEZ-VIZCAÍNO, V. L., FEDELE, L., & NOVIELLO, A. (2013). The evolution of the footwall to the Ronda subcontinental mantle peridotites: insights from the Nieves Unit (western Betic Cordillera). *Journal of the Geological Society*, 170(3), 385-402. doi: 10.1144/jgs2012-105
- MEVIK, B., & WEHRENS, R. (2007). The pls Package: Principal Component and Partial Least Squares Regression in R. *Journal of Statistical Software*, 18(2).
- MOUAZEN, A. M., KUANG, B., DE BAERDEMAEKER, J., & RAMON, H. (2010). Comparison among principal component, partial least squares and back propagation neural network analyses for accuracy of measurement of selected soil properties with visible and near infrared spectroscopy. *Geoderma*, 158(1-2), 23-31. doi: 10.1016/j.geoderma.2010.03.001
- MUNNAF, M. A., GUERRERO, A., NAWAR, S., HAESAERT, G., VAN MEIRVENNE, M., & MOUAZEN, A. M. (2021). A combined data mining approach for on-line prediction of key soil quality indicators by Vis-NIR spectroscopy. *Soil and Tillage Research*, 205, 104808. doi: 10.1016/j.still.2020.104808
- OUERGHEMMI, W., GOMEZ, C., NACEUR, S., & LAGACHERIE, P. (2016). Semi-blind source separation for the estimation of the clay content over semi-vegetated areas using VNIR/SWIR hyperspectral airborne data. *Remote Sensing of Environment*, 181, 251-263. doi: 10.1016/j.rse.2016.04.013
- PENG, X., SHI, T., SONG, A., CHEN, Y., & GAO, W. (2014). Estimating Soil Organic Carbon Using VIS/NIR Spectroscopy with SVMR and SPA Methods. *Remote Sensing*, 6(4), 2699-2717. doi: 10.3390/rs6042699
- R CORE TEAM. (2013). R: A language and environment for statistical computing: Vienna, Austria.
- RIEDEL, F., DENK, M., MÜLLER, I., BARTH, N., & GLÄSSER, C. (2018). Prediction of soil parameters using the spectral range between 350 and 15,000 nm: A case study based on the Permanent Soil Monitoring Program in Saxony, Germany. *Geoderma*, 315, 188-198. doi: 10.1016/j.geoderma.2017.11.027
- RODRIGUEZ-GALIANO, V. F., CHICA-OLMO, M., ABARCA-HERNANDEZ, F., ATKINSON, P. M., & JEGANATHAN, C. (2012). Random Forest classification of Mediterranean land cover using multi-seasonal imagery and multi-seasonal texture. *Remote Sensing of Environment*, 121, 93-107. doi: 10.1016/j.rse.2011.12.003
- RODRIGUEZ-GALIANO, V. F., GHIMIRE, B., ROGAN, J., CHICA-OLMO, M., & RIGOL-SANCHEZ, J. P. (2012). An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 67, 93-104. doi: 10.1016/j.isprsjprs.2011.11.002

- RODRIGUEZ-GALIANO, V. F., LUQUE-ESPINAR, J. A., CHICA-OLMO, M., & MENDES, M. P. (2018). Feature selection approaches for predictive modelling of groundwater nitrate pollution: An evaluation of filters, embedded and wrapper methods. *Science of The Total Environment*, 624, 661-672. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.12.152
- VILLANUEVA, J. (2005). Tercer inventario forestal nacional (1997-2007). *Ministerio de Medio Ambiente, Madrid*.
- VISCARRA ROSSEL, R. A., & BEHRENS, T. (2010). Using data mining to model and interpret soil diffuse reflectance spectra. *Geoderma*, 158(1-2), 46-54. doi: 10.1016/j.geoderma.2009.12.025
- VISCARRA ROSSEL, R. A., WALVOORT, D. J. J., MCBRATNEY, A. B., JANIK, L. J., & SKJEMSTAD, J. O. (2006). Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma*, 131(1-2), 59-75. doi: 10.1016/j.geoderma.2005.03.007
- WOLD, S., SJÖSTRÖM, M., & ERIKSSON, L. (2001). PLS-regression: a basic tool of chemometrics. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 58(2), 109-130. doi: 10.1016/s0169-7439(01)00155-1

LA CONTINUIDAD FORESTAL COMO DESAFÍO A LOS INCENDIOS EN LAS COMARCAS DE MONTAÑA DE CATALUÑA (1993-2018).

Anna Badia y Meritxell Gisbert¹

¹ (Departament de Geografia Universitat Autònoma de Barcelona), anna.badia@uab.cat (0000-0001-9660-9811), meritxell.gisbert@uab.cat (0000-0002-8353-8590)

Resumen

El estudio de las perturbaciones forestales indica una presencia continua de los incendios como factor determinante en las dinámicas de los paisajes de montaña. El abandono de los terrenos de cultivo y de pastos, y la sustitución del combustible vegetal por el combustible fósil, se traduce en un incremento de superficie forestal que, con los años, se convierte en una masa continua de combustible sin gestionar. Esta investigación forma parte de un proyecto mucho más amplio que tiene como objetivo explicar las dinámicas del paisaje de las comarcas de montaña de Cataluña. Se aporta una primera diagnosis para dar respuesta a dos hipótesis de trabajo generales: 1) la superficie forestal durante los últimos 25 años ha crecido y 2) existe una menor fragmentación del territorio. Las fuentes de datos utilizadas son los mapas de usos del suelo del Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF) y el Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (ICGC) de 1993, 2009 y 2018. A partir del uso de herramientas SIG, se ha podido determinar que, en general, la superficie forestal y la continuidad ha crecido durante este periodo de 25 años y que existen diferencias significativas entre las distintas comarcas de montaña en cuanto a la fragmentación.

Palabras clave: usos y cubiertas del suelo, continuidad forestal, fragmentación forestal, SIG.

Abstract

The study of forest disturbances shows a continuous presence of fires as a key factor in the dynamics of mountain landscapes. The fact of abandoning cultivation and grazing areas, and the replacement of vegetable fuel for fossil fuel imply an increase of the forest area, and after some years, it becomes a continuous fuel mass without being managed. This investigation is part of a much wider project that has the objective of explaining the landscape dynamics of Catalan mountain regions. In this investigation, there is a first diagnosis that will answer two general hypotheses: 1) the forest area has grown in the last 25 years, and 2) there is less fragmentation of the territory. The sources of the data used are the land use and cover maps published from Centre for Ecological Research and Forestry Applications (CREAF) and Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (ICGC) of 1993, 2009 and 2018. It has been determined with the use of GIS that, in general, the forest area has grown during these 25 years and that there are important differences amongst the various mountain regions regarding the fragmentation.

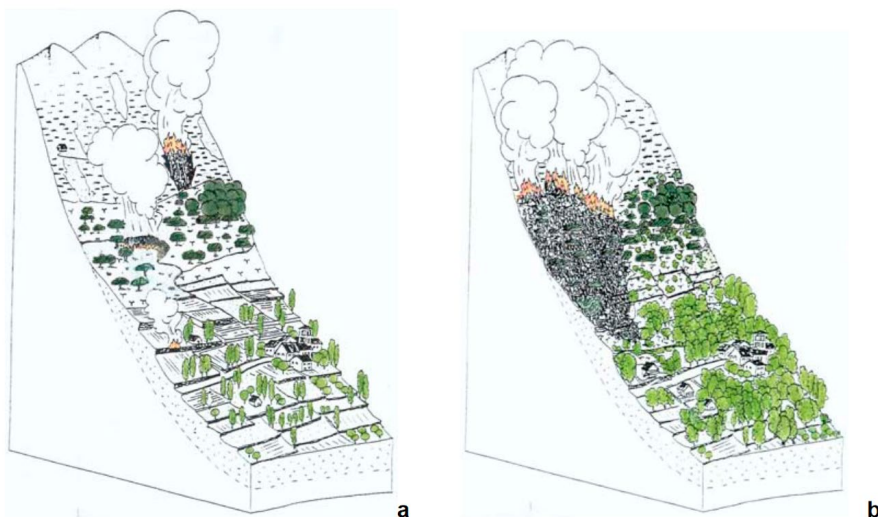
Keywords: Land Use Land Cover, Forest Continuity, Landscape Fragmentation, GIS.

1. INTRODUCCIÓN

Las personas son la única especie que ha aprendido a crear el fuego y a controlarlo. A lo largo de la historia esta habilidad les ha aportado grandes beneficios, especialmente en lo que se refiere a la gestión del territorio, pero también les ha generado graves problemas (Scott, 2020). El control del fuego ha contribuido a dar forma a paisajes de gran diversidad ecológica y cultural y ha permitido recuperar terrenos para la agricultura y para los pastos (Belcher, 2013; Gross, 2015; Pyne, 2019; Scott, 2020). En el Pirineo las quemadas controladas vienen de una tradición cultural ancestral y han sido utilizadas para mejorar los pastos sin poner en riesgo las masas forestales arboladas y como herramienta de prevención de los incendios forestales (IFFN, 2009). Los cambios en los usos y las cubiertas del suelo (CUCS), causados en gran medida por el abandono rural, han provocado que los fuegos se comporten de manera distinta a como lo venían haciendo, como mínimo, desde la Edad Media. El fuego, tradicionalmente herramienta de regulación del bosque en el mundo rural, en la actualidad, se ha convertido en una amenaza (Badia et al. 2014). En este contexto cabe mencionar la definición que hace la FAO (2010) de los incendios forestales: Cualquier incendio de vegetación no programado y/o incontrolado. Esta definición toma relevancia en zonas tradicionalmente gestionadas como el Pirineo, donde la evolución del paisaje durante las últimas décadas ha permitido una expansión y una densificación de la cubierta forestal (Lasanta y Vicente-Serrano, 2006) que favorece la propagación de los incendios forestales. Marc Castellnou técnico del GRAF (Grup de Recolzament d'Intervencions Forestals) alertaba en verano de 2019 (el País 28-08-19) que habrá grandes incendios en los pirineos tan devastadores como los que se han visto en otras partes del mundo.

El abandono de los terrenos de cultivo y de pastos, y la sustitución del combustible vegetal por el combustible fósil, se traduce en un incremento de superficie forestal que, con los años, se convierte en una masa continua de combustible sin gestionar (Lambin et al. 2001; Turner et al., 2007; Badia et al., 2019). En el Pirineo, el incremento de la cubierta arbustiva en zonas de pastos provoca la pérdida de recursos de pastoreo durante el invierno y un aumento del riesgo de incendios forestales y propagación de estos debido a la homogeneización del paisaje, lo que lleva asociada una continuidad forestal (Lasanta y Vicente-Serrano, 2006). El riesgo potencial de incendios se incrementa especialmente en las zonas bajas de montaña donde los matorrales van ganando terreno a los pastos. El paisaje de montaña actualmente es el resultado de un conjunto de procesos físicos, y especialmente humanos, que interactúan entre sí. La evolución histórica de los usos del suelo estaba íntimamente ligada al uso del fuego (Molinero et al., 2008; Martínez Murillo, 2015), porque la única forma de gestionar la masa arbustiva y salvaguardar los pastos era mediante el fuego (IFFS, 2009) (Figura 1).

Figura 1. Incendios relacionados con los cambios en los usos del suelo.



a) Uso tradicional del fuego en el siglo XIX en los Pirineos: baja carga de combustible, fuegos pequeños, fácil control de fuego. b) Uso del fuego en los años 1980s: alta carga de combustible, quemas legales difíciles o imposibles. Quemadas ilegales causantes de serios daños en los bosques montañosos. Fuente: IFFN (2009).

El análisis de la estructura, la función y el cambio del paisaje permite entender la vulnerabilidad de las zonas de montaña. Los paisajes no son estáticos, ya que las cubiertas y los usos del suelo cambian a lo largo del tiempo por causas naturales y, especialmente, por la actividad humana (CREAF, n.d.a). Si este hecho va acompañado de una pérdida de la fragmentación de los hábitats y de un incremento de la continuidad forestal, los efectos pueden ser especialmente graves y más en entornos deshabitados. La pérdida del mosaico agroforestal está comportando paisajes más homogéneos donde la continuidad forestal supone un desafío que necesita ser tratado como tal.

La cartografía de usos y cubiertas del suelo es una herramienta fundamental para explicar y entender la evolución del paisaje. Cuando se habla de cubiertas del suelo se hace referencia a las características biofísicas del territorio, documentando si una región está cubierta por bosque, humedales, agricultura, agua, infraestructuras urbanas, etc. El uso del suelo, en cambio, muestra cómo las personas utilizan el suelo con la intención de obtener productos y beneficios a partir del uso de los recursos que este ofrece, recreación, hábitats, etc. Las cubiertas del suelo se pueden gestionar o utilizar de formas muy distintas y esto es lo que deriva a un tipo determinado de usos del suelo. Las consecuencias del abandono de las actividades tradicionales a las diferentes zonas del Pirineo han sido ampliamente estudiadas (Romero-Calcerrada y Perry, 2004; Poyatos et al., 2003; Lasanta et al., 2005; Lasanta y Vicente-Serra, 2006), pero es difícil encontrar estudios que aporten datos o metodologías sobre cómo analizar la continuidad forestal y la fragmentación. Es por ello, que en este trabajo se presenta un estudio incipiente sobre cómo abordar metodológicamente con herramientas SIG el análisis de la continuidad forestal y la fragmentación a partir del análisis de los mapas de cubiertas del suelo.

La mayoría de indicadores de fragmentación están motivados por dos conceptos básicos, la adyacencia y la conectividad (Vogt et al., 2007) y parten de la ecología del

paisaje de Forman y Godron (1986). Desde la ecología del paisaje se ha trabajado en la definición y la caracterización de la fragmentación del paisaje, que permite analizar la estructura del territorio y el funcionamiento de los ecosistemas. (Forman y Godron, 1986; Forman, 1995; Metzger y Muller, 1997; San Martín, et al. 2001; Vogt et al., 2007). A partir del concepto de continuidad verde (San Martín et al., 2001), se puede definir la continuidad forestal como una estructura que no presenta una fragmentación importante y ésta no se encuentra completamente aislada en el entorno donde se localiza. Para que exista dicha continuidad es necesario que a lo largo de esta estructura sea posible un flujo o movimiento, en este caso del fuego.

Esta investigación es una primera fase del proyecto financiado por Agencia Estatal de investigación (AEI), Ministerio de Ciencia e Innovación, en el que nos preguntamos si el abandono rural ha comportado una mayor continuidad forestal y, consecuentemente, una menor fragmentación. Son precisamente el análisis de la evolución de la continuidad y la fragmentación forestal herramientas que permitirán calibrar, a corto plazo, los incendios en relación con el paisaje forestal actual. El objetivo es explicar, a partir la estructura morfológica de los mapas de cubiertas del suelo (Soile, 2003), la evolución de la continuidad forestal y la fragmentación del territorio de las comarcas de montaña de Cataluña (diez en total según la Llei 2/1983 d'Alta Muntanya) durante el periodo 1993-2018. Este trabajo pretende sentar las bases metodológicas a una escala general del Pirineo catalán, siendo conscientes de la heterogeneidad de estas diez comarcas. Ello va a servir para, posteriormente, reproducir el análisis a las comarcas más occidentales del Pirineo catalán. Se definen dos hipótesis de trabajo generales: 1) la superficie forestal durante los últimos 25 años ha crecido y 2) en estos últimos 25 años se ha tendido a una menor fragmentación del territorio, lo que favorece una continuidad forestal y, por lo tanto, una mayor probabilidad de propagación rápida de los incendios. Las siguientes preguntas de investigación permitirán estructurar el discurso de esta investigación: ¿Cuáles son las bases cartográficas de los usos y cubiertas del suelo más adecuadas para analizar los cambios en los usos y cubiertas del suelo en las comarcas del Pirineo catalán?, ¿La superficie forestal ha incrementado en los últimos 25 años? y ¿La fragmentación territorial ha ido disminuyendo en los últimos 25 años?

2. FUENTES DE DATOS Y METODOLOGÍA

2.1 Datos

Las fuentes de datos utilizadas son los siguientes:

- Mapa de cubiertas del suelo. Esta cartografía ha sido elaborada por el Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF) o el Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (ICGC). El primero ha confeccionado este tipo de cartografía de los años 1993 (MCSC-1) y 2009 (MCSC-4) para toda Cataluña y del 2000-2002 (MCSC-2) y 2005-2007 (MCSC-3v1, MCSC-3v2) para parte del territorio catalán (CREAF, n.d.b). El segundo, en cambio, ha simplificado el mapa de 2009 de 241 categorías a solo 41 y lo ha adaptado al modelo de datos catalán para poder establecer comparaciones. Además, actualizó el de

2009 en base a la fotointerpretación de las ortofotos del ICGC de 2018, generando así el mapa de cubiertas del suelo de 2018 (ICGC, n.d). En un primer momento se consideró la posibilidad de trabajar con los mapas de usos y cubiertas elaborados por el ICGC y el grupo de investigación GRUMETS (Departamento de geografía, UAB) en colaboración con el Departament de Territori i Sostenibilitat de la Generalitat de Catalunya que, desde 1987 y hasta 2017, dispone quinquenalmente de esta cartografía. Pero, finalmente, se desestimó esta posibilidad por la imposibilidad de establecer comparaciones por la distinta metodología de tratamiento de datos en cada uno de los años (Generalitat de Catalunya, n.d.).¹ Por lo tanto, la cartografía que cubre todo el territorio objeto de estudio y a partir de la que se puede establecer comparaciones ha sido:

- Mapas de cubiertas del suelo de 1993 del CREAM (n.d.b), de 24 categorías y una resolución de 2 metros.
 - Mapas de cubiertas del suelo de 2009 del ICGC (n.d.), de 41 categorías y una resolución de 1 metro.
 - Mapas de cubiertas del suelo de 2018 del ICGC (n.d.), de 41 categorías y una resolución de 1 metro.
- Puntos de ignición (1995-2019), procedentes del Servei de Prevenció d'Incendis Forestals del Departament d'Agricultura, Pesca i Alimentació de la Generalitat de Catalunya. En el caso de los puntos de ignición la disponibilidad está sujeta a una solicitud formal bajo instancia, presentando un informe sobre el ámbito requerido y la finalidad del estudio.

2.2. Metodología

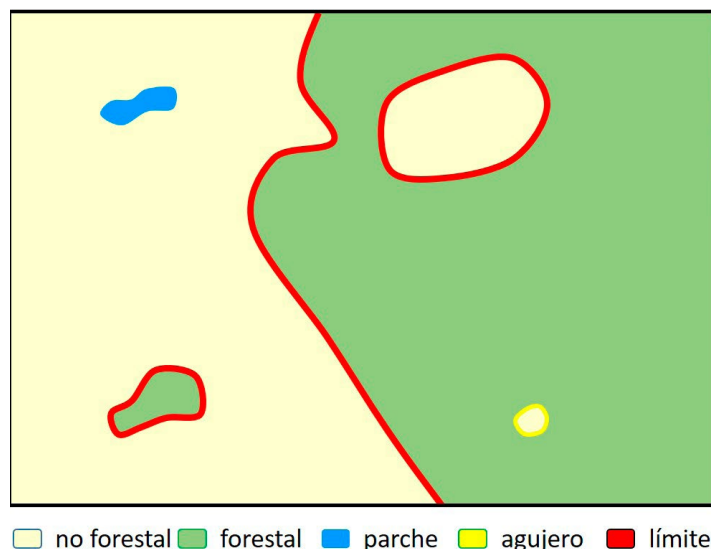
La metodología utilizada en esta investigación tiene distintas fases:

- (1) Descarga y preparación de los mapas de cubiertas del suelo de los años 1993, 2009 y 2018:
 - 1993 – descarga de la página web del CREAM (n.d.) de las 141 hojas que cubren el territorio objeto de estudio (formato Miramon), mosaico de todas las hojas en una de sola, reproyección de ED50 31N a ETRS89 31N, conversión del formato Miramon a jp2 y recorte del área de estudio.
 - 2009 y 2018 – descarga de la página web del ICGC (n.d.b) y recorte del área de estudio.
- (2) Remuestreo de los mapas de 2009 y 2018 de 1 metro a 2 metros para homogeneizarlos con el mapa de 1993.

¹ Cabe tener en cuenta que la terminología que tradicionalmente se ha utilizado para referirse a los mapas de usos y cubiertas del suelo resulta un poco confusa. Los mapas del CREAM de 1993 y 2009 se denominaban cubiertas, cuando algunas de las categorías son explícitamente de usos. A partir de la edición de 2018 el ICGC los denomina mapa de cubiertas y usos, precisamente para superar esta confusión. De la misma forma, los mapas quinquenales se denominaban inicialmente de usos, cuando también eran de cubiertas. En este caso las últimas ediciones también se denominan usos y cubiertas.

- (3) Corrección de la clase ‘incendios’ al tipo de cubierta actual. En el mapa de 2018 algunas zonas categorizadas como ‘incendios’ no se habían actualizado, en la versión final han sido asignadas a superficie forestal o cultivos.
- (4) Corrección de la clase cultivos a prados y pastizales. Algunos cultivos de 1993, concretamente los que en 2009 se categorizan como prados de siega, posteriormente en la actualización de 2009 y 2018 del ICGC se categorizan como prados y pastizales. Por lo tanto, las zonas de 1993 que coincidían con estos prados de siega se asignan a la categoría de prados y pastizales para poder establecer comparaciones.
- (5) Reclasificación. Este proceso tiene tres partes a) homogeneización de las 41 categorías de los mapas del 2009 y 2018 a las 21 categorías del año 1993 ([tabla pasarela](#)), b) agrupación de clases de cada uno de los tres años en cuatro categorías: 1) superficie forestal, siguiendo la agrupación propuesta por el Observatorio Forestal Catalán (OFC, n.d.): Bosque – todoterreno poblado por árboles; Bosquetes – maquias, landas, arbustos, matorrales y situaciones de transición entre bosque y matorral; Otra vegetación – prados, pastos, herbazales, vegetación de zonas húmedas, eriales pastoreados (categorías del MCS 1, 2, 3, 4, 5, 7, 8 y 9). 2) sin vegetación (categorías del MCS 10, 11, 12, 13 y 15), 3) Cultivos (categorías del MCS 6 y 17) y 4) urbano (categorías del MCS 18, 19 y 20); c) agrupación de clases en forestal y no forestal para el análisis de fragmentación (categorías del MCS 1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 9 para el forestal y 6, 17, 10, 11, 12, 13, 15, 18, 19 y 20 para el no forestal).
- (6) Combinación analítica de los mapas de cubiertas del suelo reclasificados para cuantificar los cambios entre los tres años.
- (7) Análisis de la fragmentación forestal, utilizando la herramienta Landscape fragmentation de ArcGis desarrollada por Jason Parent en 2009, quien basándose con la clasificación de patrones forestales de Peter Voght et al. (2007), clasifica el análisis en: forestal (Core forest), relativamente alejado de la frontera forestal-no forestal; Parche (Patch forest), regiones forestales demasiado pequeñas para ser consideradas forestal; agujeros (Perforated forest), frontera entre lo forestal y agujeros relativamente pequeños; borde (Edge forest), interior de fronteras con agujeros relativamente grandes (Figura 2). A partir de los mapas de cubiertas de los distintos años reclasificados a dos categorías (forestal/no forestal), la herramienta retorna un mapa con seis categorías: forestal \geq a 250 ha, forestal entre 250 ha y 500, forestal $>$ a 500 ha, parche, límite, agujero.

Figura 2. Patrón espacial en un mapa ficticio.



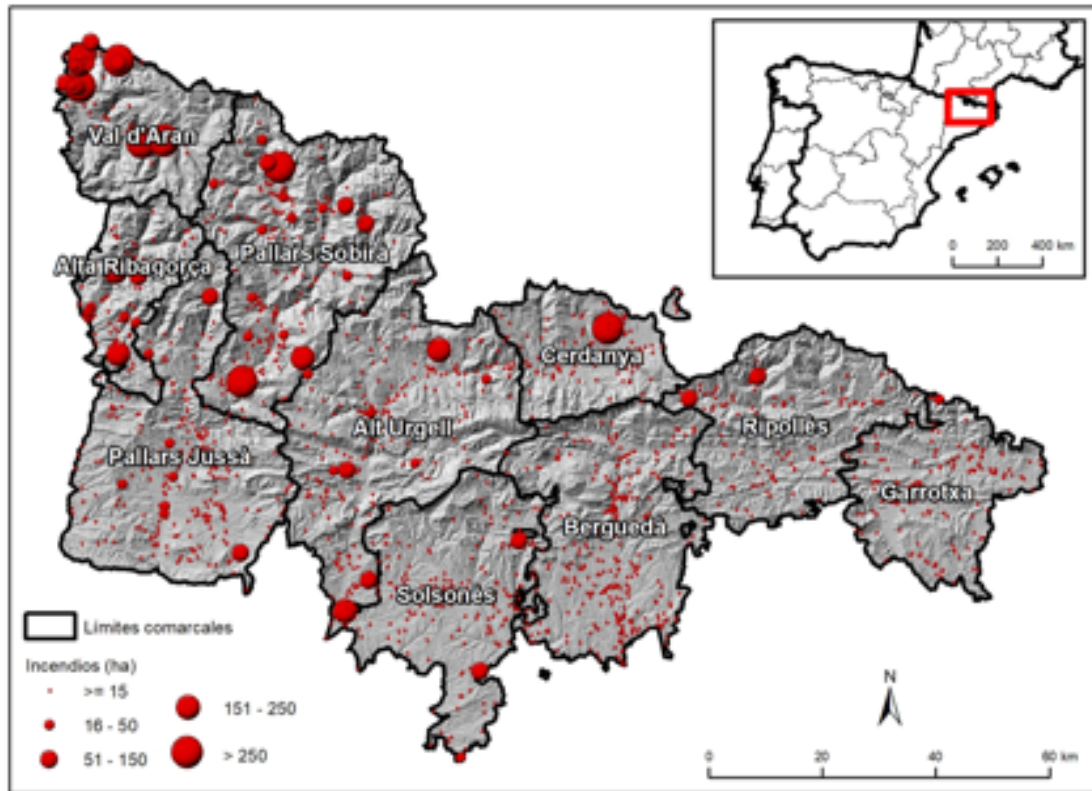
Fuente: Adaptado de Vogt et al. 2007.

(8) Combinación analítica de las capas de fragmentación para cuantificar los cambios entre los tres años.

3. ÁREA DE ESTUDIO

El estudio que se presenta abarca las comarcas de Montaña catalanas definidas por la Llei 2/1983 d'Alta Muntanya (son un total de 10 comarcas y 162 municipios) (Figura 3). Son comarcas de montaña, a los efectos de la presente Ley (2/1983), los territorios homogéneos, con unidad territorial, económica y social, que están o pueden estar organizados como áreas socioeconómicas funcionales y que a la vez se caracterizan por: a) Tener una altitud, un terreno pendiente y un clima claramente limitadores de las actividades económicas. b) Disponer de recursos que son escasos en el conjunto del territorio de Cataluña, especialmente de agua, nieve, pastos, bosques y espacios naturales. c) Tener una baja densidad de población en relación con el valor medio de Cataluña. Se trata pues de unas comarcas que sufren una fuerte regresión socioeconómica y demográfica, y, aunque ocupan el 30% del territorio catalán (9.651 ha), mantienen con dificultades una población que no llega 2,7% en 2020 (IDESCAT, n.d.). La altitud máxima es de 3.143 m correspondiente a cima de la Pica d'Estats, Pallars Sobirà, i la mínima es de 106 m en la comarca de la Garrotxa. En cuanto a las condiciones climáticas la compleja orografía de este sector determina que las temperaturas medias oscilen entre los 4º C en alta montaña y los 12º C en los valles y zonas de menor altitud (Ninyerola et al., 2000). Tanto la altitud como la variabilidad de las temperaturas medias muestra la heterogeneidad de estas comarcas de montaña.

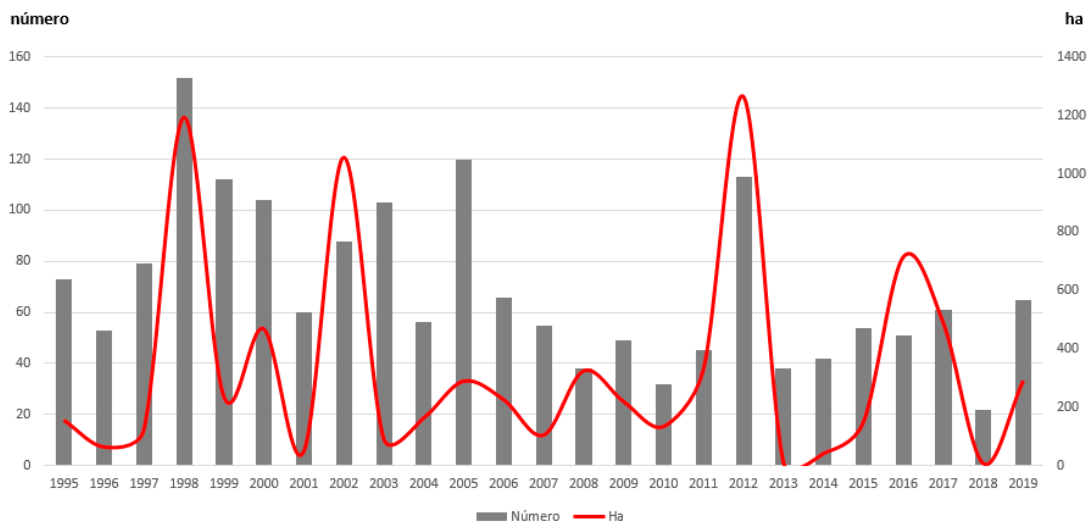
Figura 3. Área de estudio



Fuente: elaboración propia a partir de los datos del departamento de Territori i Sostenibilitat de la Generalitat de Catalunya.

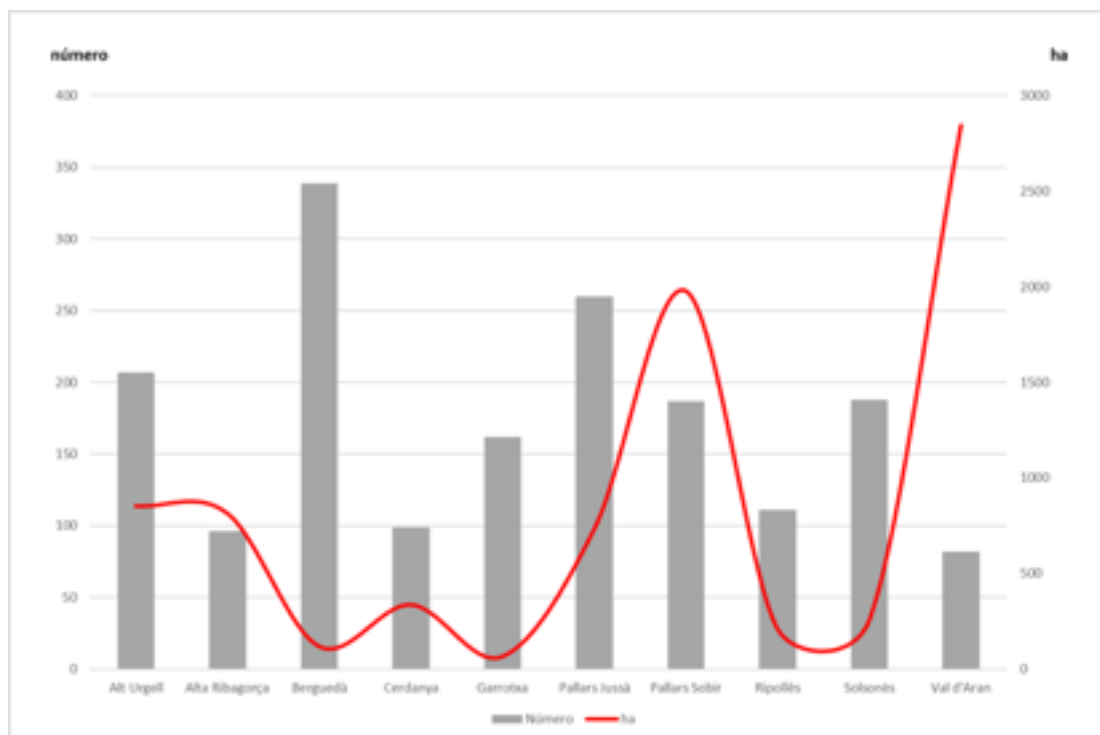
La figura 4 muestra la evolución del número de incendios y la superficie quemada entre 1995 y 2019 en las comarcas de montaña (a partir de la base de puntos de ignición que contiene las hectáreas forestales quemadas). El año 1998, 2002 y 2012 son los años con más superficie quemada y número de incendios. En el caso de 1998 y 2012 coincide con una situación crítica también en el conjunto de Cataluña. En el caso de 2002 no se da una situación crítica a nivel general, pero si hubo una coincidencia de incendios superiores a 100 ha (un total de tres) en la comarca de la Val d'Aran. De hecho, de los 22 incendios en el Pirineo catalán con una superficie superior a 100 ha durante los 24 años que se disponen datos, 18 de ellos se dan en las comarcas más occidentales de este territorio (Figuras 4 y 5).

Figura 4. Número de incendios y ha quemadas. 1995 – 2019



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del Servei de Prevenció d'Incendis Forestals del Departament d'Agricultura, Pesca i Alimentació de la Generalitat de Catalunya.

Figura 5. Número de incendios y ha quemadas de las comarcas pirenaicas. 1995 – 2019

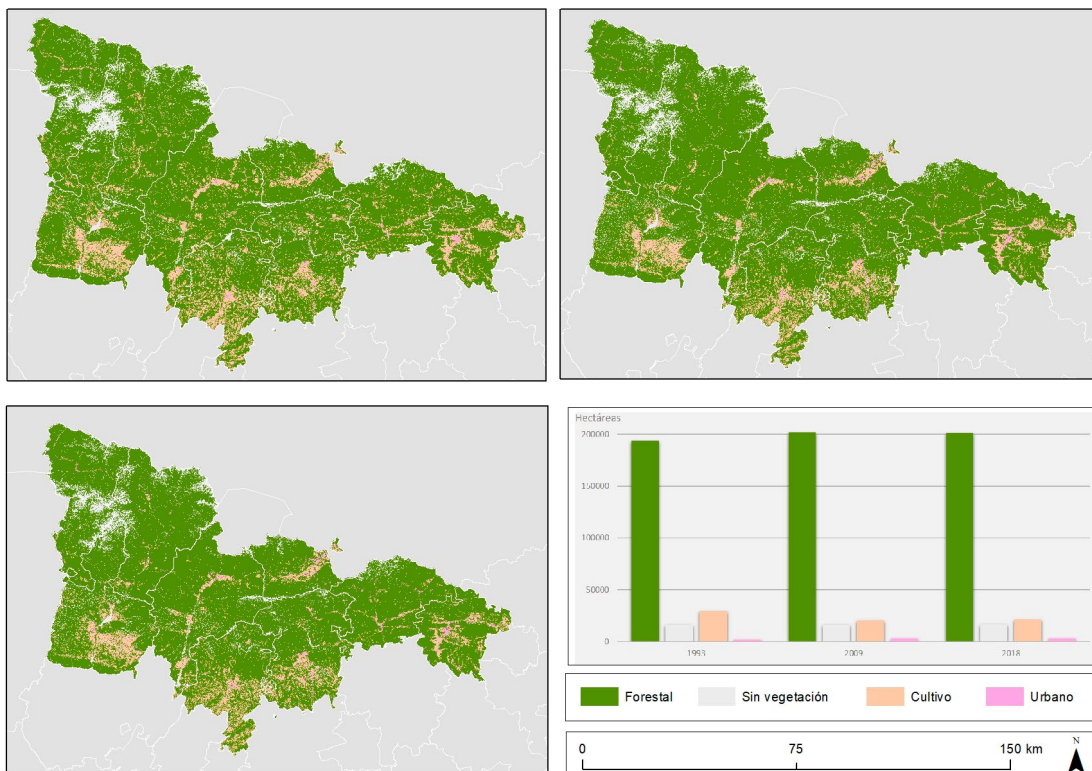


Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del Servei de Prevenció d'Incendis Forestals del Departament d'Agricultura, Pesca i Alimentació de la Generalitat de Catalunya

4. ANÁLISIS I DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

La figura 6 muestra la distribución espacial de la superficie forestal, las zonas sin vegetación, los cultivos y las zonas urbanas de los años 1993, 2009 y 2018.

Figura 6. Superficie forestal, zonas sin vegetación, cultivos y zonas urbanas (1993, 2009 y 2018)



Fuente: Elaboración propia.

Las diez comarcas de montaña se caracterizan todas ellas por tener un alto porcentaje de superficie forestal, por encima del 70%. La comarca del Ripollès es la que tiene más superficie forestal y la que más ha crecido porcentualmente. Durante los años analizados este porcentaje se ha mantenido constante, con un ligero incremento que se hace más evidente en el periodo 1993-2009, especialmente en la comarca del Ripollès (6,8%), el Solsonès (4,7%), la Garrotxa (4,3%) y el Pallars Sobirà (4,2%). En cambio, entre 2018 y 2009 hay una ligera pérdida de superficie forestal en todas las comarcas que no supera el 1% a excepción del Solsonès (-1,2%).

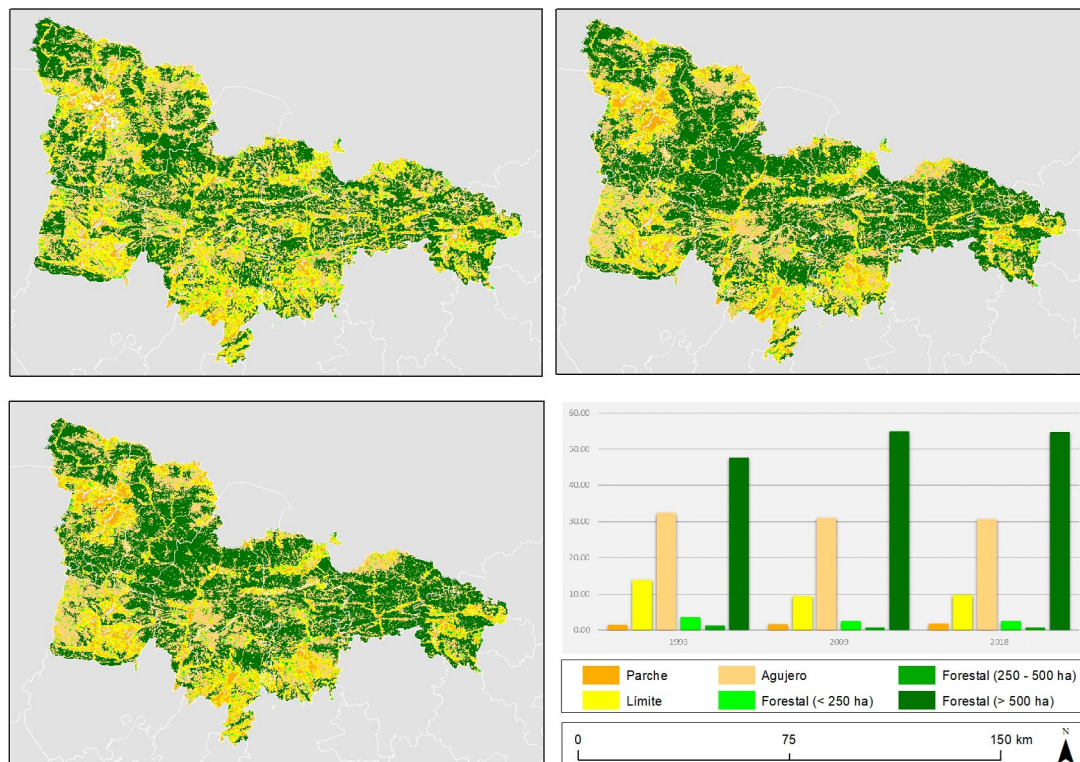
Tabla 1. Comparación en % del tipo de cubierta forestal, en 1993, 2009 y 2018.

Nombre	Forestal (%)			Diferencia (%)		
	1993	2009	2018	2009-1993	2018-2009	2018-1993
Alt Urgell	85,30	88,63	88,39	3,33	-0,24	3,08
Alta Ribagorça	77,02	78,48	78,26	1,46	-0,22	1,24
Berguedà	80,42	83,15	82,59	2,73	-0,56	2,17
Cerdanya	80,39	83,51	83,39	3,12	-0,12	3,00
Garrotxa	78,32	82,64	82,48	4,32	-0,16	4,16
Pallars Jussà	74,36	75,78	75,44	1,42	-0,33	1,09
Pallars Sobirà	83,22	87,39	87,26	4,18	-0,14	4,04
Ripollès	85,52	92,27	92,14	6,75	-0,13	6,62
Solsonès	71,24	75,86	74,68	4,62	-1,18	3,44
Val d'Aran	85,86	85,91	85,69	0,05	-0,22	-0,17

Fuente: Elaboración propia.

En cuanto al análisis de fragmentación forestal, se puede apreciar como de 1993 a 2009 o 2018 aumenta en casi todas las comarcas pirenaicas, especialmente en el Ripollès o el Pallars Sobirà (alrededor del 14% y 11% respectivamente) (Figura 7 y tabla 2). En este mismo período, pero, el Pallars Jussà y la Alta Ribagorça son dos zonas que evolucionan hacia un territorio más fragmentado, aunque en muy pequeña medida (5% y 1,5% respectivamente). Entre el período de 2009 a 2018 se puede entrever un cambio de tendencia respecto a lo visto desde 1993. Ahora bien, la poca variabilidad hace que no se pueda confirmar esta hipótesis. En este sentido, por ejemplo, el Berguedà, con un 1,3% de cambio, es el territorio que puede considerarse que se fragmenta más, junto con el Solsonès con un 0,6%, entre 2009 y 2018. Es importante destacar que, aunque entre 2009-2018 haya esta tendencia, la Cerdanya y el Pallars Sobirà son las comarcas que siguen aumentando su continuidad forestal. Finalmente, destacar que desde 1993 casi todas las comarcas tienen alrededor de un 50% de su territorio con continuidad forestal, a excepción del Solsonès que no llega al 40% en 1993. El aumento de la continuidad es tal que en 2009 comarcas como el Ripollès llega a tener un 70% de su territorio con continuidad forestal.

Figura 7. Análisis de fragmentación 1993, 2009 y 2018



Fuente: Elaboración propia.

Tabla 2. Comparación en % de la fragmentación forestal, en 1993, 2009 y 2018.

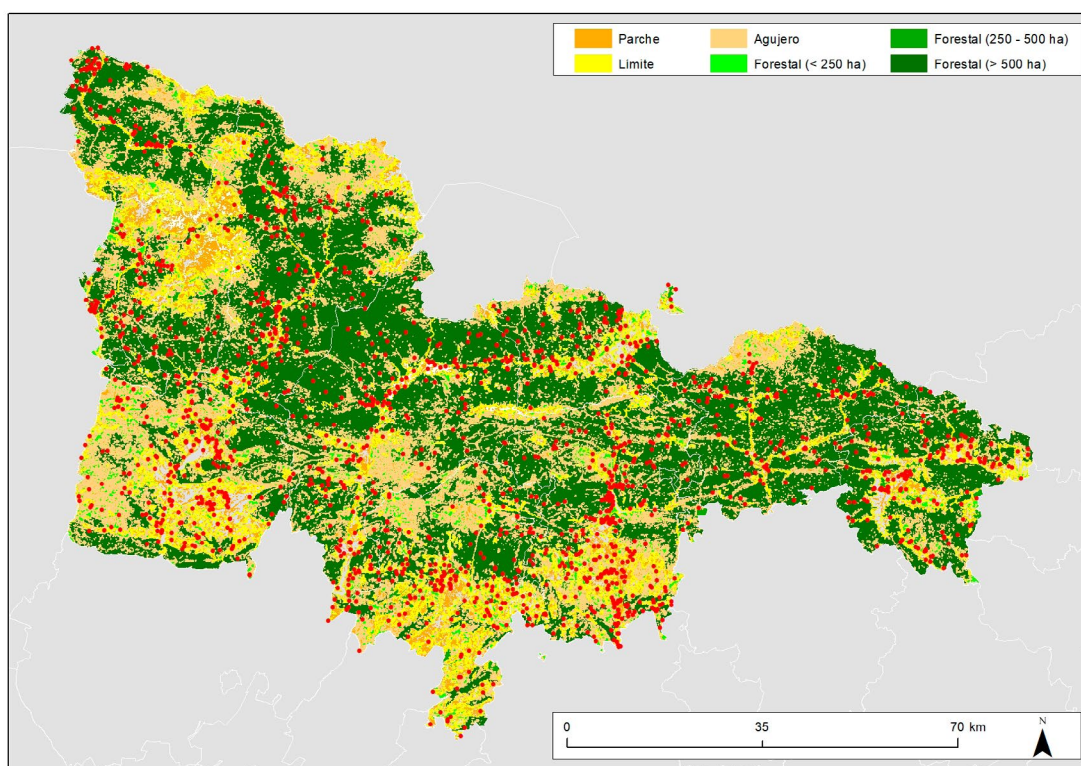
Nombre	Fragmentación forestal (%)			Diferencia (%)		
	1993	2009	2018	2009-1993	2018-2009	2018-1993
Alt Urgell	58	66,4	66,2	8,4	-0,2	8,2
Alta Ribagorça	49,1	47,6	47,6	-1,5	0	-1,5
Berguedà	48,2	52,7	51,4	4,5	-1,3	3,2
Cerdanya	56,2	61,6	61,8	5,4	0,2	5,6
Garrotxa	60	67,1	67,1	7,1	0	7,1
Pallars Jussà	48,4	43,4	43,4	-5	0	-5
Pallars Sobirà	50,2	61,3	61,4	11,1	0,1	11,2
Ripollès	55,6	70	69,9	14,4	-0,1	14,3
Solsonès	39,5	46,4	45,8	6,9	-0,6	6,3
Val d'Aran	60,3	57,5	57,4	-2,8	-0,1	-2,9

Fuente: Elaboración propia.

A partir de distintas funciones de geoprocso realizadas con herramientas SIG, se ha podido determinar que, en general, la superficie forestal ha crecido durante este

periodo de 25 años y con ella la continuidad forestal, a excepción de algún caso puntual donde el territorio se ha ido fragmentando (Pallars Jussà). Este análisis, pues, permite cuantificar que un 29,7% de los incendios registrados en el Pirineo catalán (1732 de 1995 a 2019) se han dado en zonas de continuidad forestal, un 25,3% en zonas de agujero, un 19,6% en áreas límite, un 3,5% en zonas de parche y un 21,9% no se han podido clasificar en ningunas de las categorías anteriores (Figura 8). Así pues, la mayor parte de los incendios forestales se han dado en zonas de continuidad forestal. El aumento de la continuidad desde 1993 hace que el Pirineo catalán sea cada vez más vulnerable ante los incendios forestales.

Figura 8. Análisis de fragmentación (2018) y puntos de ignición (1995-2018)



Fuente: Elaboración propia.

5. CONCLUSIONES

La investigación que se ha presentado en esta comunicación es la primera fase de un proyecto mucho más ambicioso. A partir del análisis de la cartografía disponible ha sido posible identificar aquellos mapas de usos y cubiertas del suelo que mejor se ajustan a los intereses del análisis. La cuantificación y análisis de los cambios con dos tipos de cartografía distinta, la procedente del CREAM y del ICGC (con mapas de 1993, 2009 y 2018) y la del grupo GRUMETS, ICGC, en colaboración con el Departamento de Territori i Sostenibilitat de la Generalitat de Catalunya (con mapas quinquenales desde 1987 hasta 2017), ha permitido valorar que la más adecuada y la que daba unos

resultados más fiables era la primera. La decisión ha venido avalada a partir del contraste con expertos del ICGC y con bomberos de GRAF.

La literatura consultada afirma que las áreas de montaña están sufriendo un cambio estructural debido a los cambios sociales y económicos y que ello deriva a un incremento de los incendios y de la superficie forestal. Las distintas comarcas de montaña analizadas tienen un comportamiento diferenciado tanto por lo que respecta al número de incendios y a la superficie quemada, como en relación al porcentaje de la superficie forestal y fragmentación del territorio. Si bien, a nivel global, los resultados muestran que la superficie forestal entre 1993 y 2018 ha crecido moderadamente. Ahora bien, si se analizan los resultados a partir de los intervalos 1993-2009 y 2009-2018, se observa que el mayor incremento se da en la primera etapa, pero con diferencias entre las distintas comarcas. En la segunda etapa, en cambio, la mayoría de comarcas sufren un descenso casi inapreciable. De esta forma, la pregunta planteada inicialmente sobre si la superficie forestal ha incrementado en los últimos 25 años, se puede responder afirmativamente, pero no de forma tan clara como se esperaba ni con un mismo patrón entre las distintas comarcas. De la misma forma, la pregunta sobre si la fragmentación territorial ha ido disminuyendo en los últimos 25 años, la respuesta también es clara para el periodo de 1993-2009 o 1993-2018, disminuye en casi todas las comarcas, pero a diferente velocidad. En cambio, para el período 2009-2018, aunque a un nivel muy residual, la fragmentación se recupera en 8 de las 10 comarcas objeto de estudio. A partir de los resultados, se puede comprobar que las diez comarcas son heterogéneas en cuanto a la afectación de los incendios y a sus características territoriales y que es un área excesivamente grande para identificar las dinámicas territoriales y del paisaje.

Una vez hecha una diagnosis inicial, en un futuro se trabajará con una selección de las comarcas más occidentales del Pirineo Catalán: Val Aran, Alta Ribagorça, Pallars Sobirà y Pallars Jussà. Además, se pretende añadir a la investigación, test estadísticos, trabajo de campo y entrevistas en profundidad a expertos (equipos de extinción, propietarios, ganaderos, administración).

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se ha realizado en el contexto del proyecto “Calibración de indicadores de influencia humana y climática para la (re)interpretación de la expansión postglacial y de las dinámicas de los bosques en los últimos 18.000 años (PID2019-108282GB-I00)”, Agencia Estatal de investigación (AEI), Ministerio de Ciencia e Innovación.

6. BIBLIOGRAFIA

BADIA, A., PALLARES-BARBERA, M., VALLDEPERAS, N. & GISBERT M. (2019). Wildfires in the wildland-urban interface in Catalonia: Vulnerability analysis based on land use and land cover change. *Science of The Total Environment*, 273, 184-196. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.012

- BADIA, A., PÈLACHS, A. VERA, A., TULLA, A. F., & SORIANO, J. M. (2014). Cambios en los usos y cubiertas del suelo y los efectos en la vulnerabilidad en las comarcas de montaña de Cataluña. Del rol del fuego como herramienta de gestión a los incendios como amenaza. *Pirineos*, 169, e001. <https://doi.org/10.3989/Pirineos.2014.169001>
- BELCHER, C.M. (ED.) (2013). *Fire Phenomena and the Earth System: An Interdisciplinary Guide to Fire Science*. Estados Unidos: John Wiley & Sons, Ltd. DOI:10.1002/9781118529539
- CREAF (N.D.A). Canvi Global. Canvis d'usos del sòl i dinàmica del paisatge. Retrieved from <http://www.creaf.cat/ca/canvis-dusos-del-sol-i-dinamica-del-paisatge>.
- CREAF (N.D.B). Mapa de cobertes del sòl de Catalunya. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals. Retrieved from <https://www.creaf.uab.es/mcsc/>
- EL PAÍS. (2019, AGOSTO, 2). Entrevista a Marc Castellnou, jefe del GRAF (Grupo de refuerzo de actuaciones forestales). *El País*. Retrieved from HTTPS://CAT.ELPAIS.COM/CAT/2019/08/27/CATALUNYA/1566929083_631102.HTML
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO) (2010). Términos y definiciones utilizados en FRA 2010. <http://www.fao.org/3/i1757s/i1757s13.pdf>
- FORMAN R.T.T. (1995). *Land mosaics*. New York: John Wiley and Sons.
- FORMAN, R.T.T. & GODRON, M. (1986). *Landscape Ecology*. New York: John Wiley and Sons.
- GENERALITAT DE CATALUNYA (N.D.). Usos i cobertes del sòl. Retrieved from https://territori.gencat.cat/ca/01_departament/12_cartografia_i_toponimia/bases_cartografiques/medi_ambient_i_sostenibilitat/usos-del-sol/
- GROSS, M. (2015). Learning to live with landscape fires. *Current Biology*, 25(16-17), 693-696. DOI: 10.1016/j.cub.2015.07.069
- ICGC (N.D.) Cobertes del sòl. Institut Cartogràfic I Geològic de Catalunya. Retrieved from <https://www.icgc.cat/Descarregues/Cartografia-vectorial/Cobertes-del-sol>.
- IDESCAT (N.D.). Datos de población. Institut d'Estadística de Catalunya, Retrieved from <https://www.idescat.cat/>
- INTERNATIONAL FOREST FIRE NEWS (IFFN) (2009). Prescribed Range Burning in the Pyrenees: From a Traditional Practice to a Modern Management Tool, No. 38 (pp. 12-22), enero-diciembre. Retrieved from <http://gfmco.org/wp-content/uploads/04-IFFN-38-Faerber-France-2.pdf>
- LAMBIN, E.F., TURNER, B.L., GEIST, H.J., ANGBOLA, S.B., ANGELSEN, A. & XU, J. (2001). The Causes of Land-Use and Land-Cover Change Moving beyond the Myths. *Global Environment Change*, 11, 261-269. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(01)00007-3)
- LASANTA, T. & VICENTE-SERRANO, S.M. (2006). Factores en la variabilidad espacial de los cambios de cubierta vegetal en el Pirineo. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 32, 57-80. DOI: <https://doi.org/10.18172/cig.1180>
- LASANTA, T., VICENTE-SERRANO, S.M. & CUADRAT, J.M. (2005). Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: a study of the Spanish Central Pyrenees. *Applied Geography*, 25, 47-65. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2004.11.001>
- LLEI 2/1983 D'ALTA MUNTANYA. RETRIEVED FROM <HTTPS://PORTALJURIDIC.GENCAT.CAT/ELI/ES-CT/L/1983/03/09/2>
- MARTÍNEZ MURILLO, J.F. (2015). Los incendios forestales y la configuración del paisaje de la montaña mediterránea. Un caso de estudio (1083-1091). En *Análisis espacial y representación geográfica: innovación y aplicación*. XXIV Congreso de la Asociación de Geógrafos Españoles. Zaragoza. Universidad de Zaragoza. Zaragoza, 28-30 octubre.

- METZGER J.P. & MULLER E. (1996). Characterizing the complexity of landscape boundaries by remote sensing. *Land Ecol*, 11, 65–77.
- MOLINERO, F., CASCOS, C., GARCÍA A. & BARAJA, E. (2008). Dinámica de los incendios forestales en Castilla y León. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 48, 39–70. Retrieved from <https://bage.age-geografia.es/ojs/index.php/bage/article/view/713/666>
- NINYEROLA, M., PONS, X. & ROURE, J.M. (2000). A methodological approach of climatological modelling of air temperature and precipitation through GIS techniques. *International Journal of Climatology*, 20(14), 1823–1841. DOI: [https://doi.org/10.1002/1097-0088\(20001130\)20:14<1823::AID-JOC566>3.0.CO;2-B](https://doi.org/10.1002/1097-0088(20001130)20:14<1823::AID-JOC566>3.0.CO;2-B)
- OFC (N.D.). Observatori Forestal Català. Retrieved from <http://www.observatoriforestal.cat/usos-del-sol/>
- POYATOS, R., LATRÓN, J.Y Y LLORENS, P. (2003). Land-use and land cover change after agricultural abandonment. The case of a Mediterranean Mountain Area (Catalan Pre-Pyrenees). *Mountain Research and Development*, 23(4), 52–58. DOI: [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2003\)023\[0362:LUALCC\]2.0.C](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2003)023[0362:LUALCC]2.0.C)
- PYNE, S.J. (2020). Fire. A brief history. University of Washington Press, 255 p. ISBN: 978-0295-74618-0.
- ROMERO-CALCERRADA, R.Y. & PERRY, G.L.W. (2004). The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA Encinares del río Alberche y Cofío, Central Spain, 1984–1999. *Landscape and Urban Planning*, 66(4), 217–232. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00112-9](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00112-9)
- SAN MARTÍN, J., HERNÁNDEZ, S. & MARTÍN, J. (2001). Definición de un índice para evaluar la continuidad del paisaje: cálculo y utilización del mismo mediante sistemas de información geográfica. *Cartografía y Medio Ambiente*. DOI: <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4000.0085>.
- SCOT, A.C. (2020). Planeta en llamas. La historia del fuego a través del tiempo. Galaxia Gutenberg, 255 p. ISBN: 978-84-17971-58-8.
- SOILLE, P. (2003). *Morphological image analysis: principles and applications*. Berlin: Springer-Verlag.
- TURNER II B.L., LAMBIN, E.F. & REENBERG, A. (2007). The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Science*, 104, 20666–20671. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0704119104>.
- VOGT, P., RIITERS, K.H., ESTREGUIL, C., KOZAK, J., WADE, T.G. & WICKHAM, J.D. (2007). Mapping spatial patterns with morphological image processing. *Landscape Ecol*, 22, 171–177. DOI <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9013-2>.

ANÁLISIS DEL RIESGO DE INUNDACIÓN EN EL MUNICIPIO DE SANTA CRUZ DE TENERIFE

Abel López Díez¹, Jaime Díaz Pacheco¹, Daniella Gherzi Da Gama¹, Pedro Dorta Antequera¹ y Nerea Martín Raya¹

¹Departamento de Geografía e Historia y Cátedra Universitaria de Reducción del Riesgo de Desastres y Ciudades Resilientes, Universidad de La Laguna, alopezd@ull.edu.es, jdiazpac@ull.edu.es, degghersi@fg.ull.es, pdorta@ull.edu.es, nereamar98@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0003-3788-7402>, <https://orcid.org/0000-0001-7448-5870>, <https://orcid.org/0000-0003-2112-4566>

Resumen

Los nuevos enfoques para analizar el riesgo de inundación, ahondan en la importancia de incorporar análisis detallados de elementos como la exposición y la vulnerabilidad, unos factores que se configuran como los más importantes de cara a reducir los impactos de una amenaza natural como las precipitaciones torrenciales. En esta línea se presenta un método de evaluación del riesgo a escala de parcela catastral para el principal riesgo de origen climático en las Islas Canarias, las inundaciones con efecto de avenida. El método aplicado en el municipio de Santa Cruz de Tenerife y fundamentado en los planteamientos de la Oficina de Naciones Unidas para el Socorro en Casos de Desastres (UNDRO) se sustenta en un análisis multicriterio que incorpora cada una de las variables que componen el riesgo (amenaza, exposición y vulnerabilidad). Los resultados obtenidos evidencian diferencias espaciales en los niveles de riesgo de inundación, constatando la existencia de un nivel de riesgo alto y muy alto para un total del 4,8% de las parcelas trabajadas, coincidentes con áreas inundables como el área de desembocadura del Barranco de Santos y el Barranco del Bufadero. Asimismo, un importante porcentaje (24,3%) de las parcelas estudiadas presentan un nivel de riesgo moderado circunscritas, fundamentalmente, a las áreas urbanas consolidadas de la capital.

Palabras clave: vulnerabilidad, exposición, parcela catastral, resiliencia, adaptación

Abstract

The new approaches to analyze flood risk delve into the importance of incorporating detailed analyzes of elements such as exposure and vulnerability, factors that are the most important to reduce the impacts of a natural threat such as torrential rainfall. In this line, a risk assessment method is presented at the cadastral parcel scale for the main risk of climatic origin in the Canary Islands, floods with a flood effect. The method applied in the municipality of Santa Cruz de Tenerife and based on the proposals of the United Nations Office for Disaster Relief (UNDRO) is based on a multi-criteria analysis that incorporates each of the variables that make up the risk (threat, exposure and vulnerability). The results obtained show spatial differences in the flood risk levels, verifying the existence of a high and very high risk level for a total of 4.8% of

the plots worked, coinciding with floodplain areas such as the mouth area of Barranco de Santos and the Barranco del Bufadero. Likewise, a significant percentage (24.3%) of the parcels studied present a moderate level of risk circumscribed, fundamentally, to the consolidated urban areas of the capital.

Keywords: vulnerability, exposure, cadastral parcel, resilience, adaptation

1. INTRODUCCIÓN

Entre 1990 y 2019, en el conjunto del planeta, los desastres de origen natural han experimentado un importante aumento afectado directamente a 4.000 millones de personas ocasionando unas pérdidas estimadas de casi 3 trillones de dólares (CRED, 2020). A este respecto, las inundaciones son junto a los fenómenos de origen tropical y los terremotos los eventos extremos que mayores impactos han causado a nivel global. Sin embargo, en el caso de España, las inundaciones son el riesgo que sin lugar a dudas mayores daños económicos y sociales han causado (Díez-Herrero *et al.*, 2008), un hecho que se evidencia de manera notoria en regiones como la Comunidad Valenciana, Andalucía o Canarias, siendo responsable en esta última del 45,24% de las pérdidas totales producidas por fenómenos meteorológicos extremos (López-Díez *et al.*, 2018). Estos importantes datos se justifican principalmente por el desarrollo de actividades socioterritoriales que no han tenido en cuenta la dinámica natural y dan lugar al incremento de dos elementos claves en el análisis del riesgo como son la exposición y vulnerabilidad (Narváez *et al.*, 2009). Esta última idea ha producido que en las últimas décadas se hayan consolidado enfoques como la Reducción del Riesgo de Desastres (RRD) (Blakie *et al.*, 2004) que persiguen explicar las causas así como establecer los mecanismos de prevención y respuesta ante las amenazas que pueden manifestarse en un territorio. Dentro de la RRD una de los instrumentos más extendidos es la gestión del riesgo del desastre que se caracteriza por disponerse en varias etapas que abarcan la secuencia temporal de un desastre o emergencia, es decir, desde la prevención y predicción (antes), pasando por la respuesta al desastre en su desarrollo (durante) y finaliza con acciones de rehabilitación y vuelta a la normalidad (después).

Dentro de las etapas anteriormente descritas se han producido dos importantes cambios en sus planteamientos, en primer lugar las acciones preventivas (antes) han cobrado una mayor relevancia a costa de las concepciones más tradicionales enfocadas fundamentalmente en la respuesta (durante) como forma de afrontar un desastre o emergencia (UNDRR, 2019). Y, en segundo lugar, dentro del fomento de las acciones preventivas, éstas han presentado un cambio de enfoque desde la utilización principalmente de medidas estructurales para hacer frente a una amenaza concreta (Ej: diques o encauzamientos) hacia los nuevos criterios que priorizan en las medidas no estructurales como la forma más razonable para reducir los impactos de un evento extremo (Roselló *et al.*, 2018). Sin embargo, entre todas las acciones no estructurales que mayor protagonismo han adquirido destacan aquellas relacionadas con la formación-capacitación de todos los agentes involucrados en el desastre (Righi *et al.*, 2021) y la ordenación del territorio (Olcina, 2020a). Teniendo esto en cuenta, también es

cierto que las acciones de prevención, formación y capacitación, demandan ampliar el conocimiento y la comprensión del riesgo en cada área o región.

Actualmente, la ordenación del territorio se conforma como una herramienta eficaz para la gestión del riesgo y de dos elementos claves como la vulnerabilidad y la exposición (López-Díez *et al.*, 2020). Esto permite, a través de la planificación de las actividades que se dan en el territorio, influir favorablemente en la organización espacial y funcional de un determinado entorno. Consiguiendo, de esta forma, un desarrollo más sostenible con el medio, acorde a los actuales planteamientos entre los cuales, entre otros elementos, se persigue la mejora de la seguridad tanto de las personas como los bienes expuestos. Una ordenación del territorio que, dentro del desarrollo de los diferentes planes de ordenación territorial en el ámbito nacional, ha estado orientada principalmente al riesgo de inundación. Asimismo, la ordenación del territorio ha ido mejorando sus metodologías de trabajo a partir del amplio marco normativo existente, tanto europeo como español, y la mejora técnica de instrumentos claves para su desarrollo como es el caso de la cartografía (Olcina y Díez-Herrero, 2017), siendo este un elemento prioritario de cara a la elaboración de cartografías de riesgo y la zonificación o delimitación espacial de cada uno de los factores implícitos en la formulación del mismo.

En este contexto, tanto a nivel europeo como nacional son varias las normativas que establecen el uso de la cartografía temática como una herramienta esencial para desarrollo de procesos asociados a la reducción y la gestión del riesgo de desastres y la ordenación del territorio vinculados, en este caso, con las inundaciones (Olcina y Oliva, 2020). Actualmente así lo establecen la Directriz Básica de Planificación de Protección Civil ante el Riesgo de Inundaciones (1995), la Ley del suelo (2008) y su texto refundido (2015), el Real Decreto 638/2016 de modificación del Dominio Público Hidráulico y el Real Decreto 903/2010 de Evaluación y Gestión de Riesgos de Inundación, que transpone la Directiva Europea 60/2007, y desarrolla el Sistema Nacional de Zonas Inundables y las Áreas Bajo Riesgo Potencial de Inundaciones o ARPSIs. De todo ello se extrae que para que el riesgo pueda ser representado espacialmente y contribuir al conocimiento territorial del riesgo, es necesario realizar un análisis exhaustivo de los elementos que conforman el mismo, es decir, aquellos factores cuya interrelación dan lugar a un determinado umbral de riesgo: la amenaza, la exposición y la vulnerabilidad.

Son múltiples los enfoques que existen para analizar el riesgo de inundación; las concepciones más tradicionales se han orientado a caracterizar de forma precisa la amenaza; sin embargo, estas metodologías solían adolecer de incorporar análisis completos de vulnerabilidad y exposición detallados (Sortino y Roselló, 2018), unos factores que en la actualidad se configuran como los elementos más importantes de cara a reducir o mitigar los efectos territoriales de una amenaza como las precipitaciones torrenciales. Del mismo modo este nuevo planteamiento de acometer el estudio del riesgo considerando la vulnerabilidad como factor esencial se adapta a los planteamientos actuales del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC) que se extrapolan tanto en el Plan Nacional de Adaptación como en la Guía Local para la Elaboración de Planes de Adaptación al Cambio Climático del Ministerio de Transición Ecológica.

Por todo lo anterior, el análisis multicriterio se articula como uno de los métodos más aceptados (Musungu *et al.*, 2012) para obtener unos resultados ajustados a la

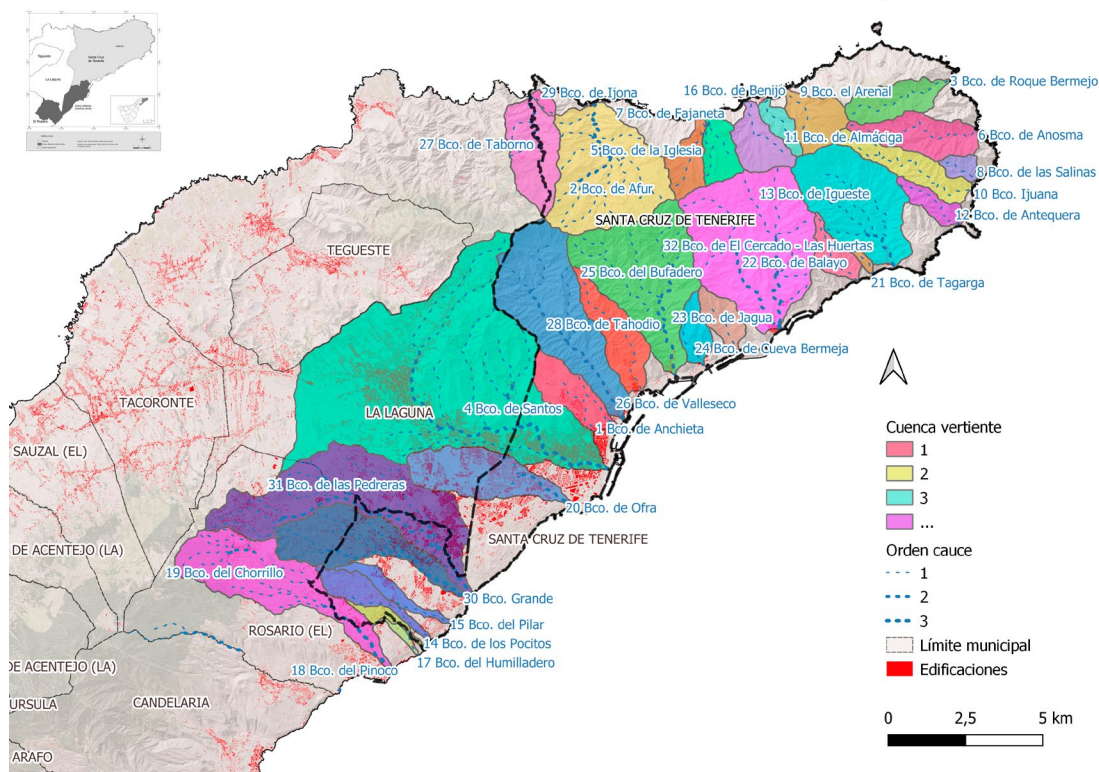
realidad, incorporando no sólo los factores relativos a la amenaza, sino que además, permite incorporar los factores de vulnerabilidad y exposición. De esta manera, esta metodología posibilita asignar valores numéricos que otorguen un peso a cada una de las distintas variables tanto cuantitativas como cualitativas que se hayan identificado. De esta forma se configura un producto final, resultado de la suma de cada una de las variables que componen el riesgo (amenaza, exposición y vulnerabilidad), permitiendo de esta forma establecer diferencias espaciales sobre el nivel total de riesgo. A este respecto, este método también ha sido ampliamente empleado en escalas de detalles como la local (Camarasa *et al.*, 2008; Díaz-Pacheco *et al.*, 2019; López-Díez *et al.*, 2020), donde el nivel del riesgo, en ocasiones está definido únicamente por pequeños matices territoriales.

Por todo lo anteriormente expuesto, el presente trabajo aborda la implementación de un análisis multicriterio en el municipio de Santa Cruz de Tenerife para un riesgo como las inundaciones. Para ello, este trabajo se ha basado en el método desarrollado por la Oficina de Naciones Unidas para el Socorro en Casos de Desastres (UNDRO), antecesora en origen de la actual UNDRR) a través de, en primer lugar, caracterizar la peligrosidad a partir de los estudios vigentes de riesgo para el ámbito seleccionado y, en segundo lugar, a partir de la caracterización de la vulnerabilidad de forma precisa a través del empleo de la parcela catastral como unidad mínima de análisis.

2. ÁREA DE ESTUDIO

Santa Cruz de Tenerife, situado al noroeste de la isla de Tenerife, es un municipio con dos ámbitos bien diferenciados (Figura 1). Un área urbana que presenta una alta densidad de ocupación y el Macizo de Anaga situado al norte del área urbana consolidada y que cuenta con pequeños núcleos de población dispersos. La configuración urbana y topográfica del municipio y en particular del área urbana determinan fuertes escorrentías con el paso de fenómenos generadores de precipitaciones de gran intensidad horaria e importantes dinámicas fluviales que han dado lugar a episodios como el 31 de marzo de 2002, en la ciudad de Santa Cruz de Tenerife acarrearón pérdidas cercanas al 80% del presupuesto municipal actual unos 270 millones de euros (López-Díez *et al.*, 2018). No obstante, este no ha sido el único episodio en el municipio, eventos como febrero de 1973 o las más recientes de febrero de 2010 dieron lugar también a importantes daños en el conjunto urbano de la capital. Un espacio donde el riesgo está relacionado principalmente con procesos supeditados a la transferencia de caudal en un contexto marcado por la ocupación de los cauces, en los que se ha impuesto una disminución significativa de la capacidad de absorción del sustrato, conforme se ha ido transformado en pavimento urbano.

Figura 1. Municipio y Cuencas Vertiente de Santa Cruz de Tenerife



Fuente: GRAFCAN, MITECO, Elaboración propia.

El municipio de Santa Cruz de Tenerife está conformado en más del 50% de su superficie por un espacio natural montañoso y abrupto que constituye el denominado Macizo de Anaga y que se ha generado por el modelado de un edificio original de volcán en escudo emergido con una antigüedad geológica superior entre los 7-9 Ma. Este espacio situado en la parte más Nororiental del municipio y de la isla, se encuentra labrado por una serie de barrancos bien encajados, que en general circulan y desembocan por zonas despobladas o con usos humanos muy dispersos. Situación muy distinta es la que comienza a darse cuando comienzan a aparecer por el Sur y de Este a Oeste, una serie de barrios, unos de origen agrícola y pesquero, y otros vinculados a la actividad de los puertos que, precisamente, son los que más se han extendido, en muchas ocasiones, utilizando la oportunidad de cierta planicie que ofrecen los fondos de barranco y áreas cercanas a los cauces naturales de las cuencas vertiente. Es en estos lugares donde justamente se producen situaciones de riesgo durante los episodios de lluvia torrencial. Nos referimos al barrio de San Andrés, vinculado a la cuenca de El Cercado-Las Huertas, Cueva Bermeja, asociado al barrio del mismo nombre, María Jiménez, en el interior de la cuenca del Barranco del Bufadero, o Valleseco con topónimo también igual que la del barranco donde se inserta (Figura 1).

Al término de las últimas estribaciones del área montañoso del Macizo de Anaga es donde se encaja una de las cuencas más grandes, no sólo de Santa Cruz de Tenerife, sino de la isla en su conjunto. Se trata del Barranco de Santos cuya mayor porción y

parte superior se sitúa en el municipio de La Laguna y discurre encajado hasta desembocar en una de las zonas más deprimidas en altitud de la ciudad, donde también, cuando se producen lluvias intensas se suelen generar inundaciones que afectan a varios edificios patrimoniales y otros daños de este tipo.

Hacia el Suroeste discurren una serie de cuencas de menor tamaño, que también registran problemas puntuales en su drenaje, relacionados con las transferencias de caudal, cuando no con el estrechamiento producido por la propia urbanización y las infraestructuras urbanas. Sin embargo, y dirigiendo este contexto al objetivo que aquí se trata, es pertinente destacar la existencia de varias áreas de intercuenca dentro de las zonas densamente urbanizadas del municipio y cercanas al litoral, donde no se distinguen cauces, sino donde la urbanización se extiende sobre una rampa costera (Figura 1), hoy en gran parte cubierta de superficies impermeables, cuyo drenaje se encuentra a merced de las infraestructuras de desagüe de la ciudad. De este modo, en los eventos de grandes e intensas precipitaciones, las avenidas son uno de los fenómenos más preocupantes dentro del contexto del riesgo de inundación en este municipio.

3. FUENTES Y MÉTODO

3.1 Fuentes empleadas

3.1.1 Para la caracterización de la amenaza-exposición

Para la caracterización de la amenaza/exposición se han empleado diversas fuentes de libre acceso (Tabla 1), en primer lugar, el Plan de Defensas de Avenidas de Tenerife (PDA) del año 2015 que ha permitido identificar ciertos tramos de cauce y puntos de especial interés proclives a experimentar fenómenos de inundación. En segundo lugar, se ha extraído información del Plan General de Ordenación del año 2013, documento fundamental que contiene un estudio exhaustivo del riesgo de avenidas en Santa Cruz de Tenerife. Identificando un total de 1237 registros o puntos de riesgo constatado relacionados con la peligrosidad de las lluvias torrenciales. En tercer lugar, las Áreas con Riesgo Potencial Significativo de Inundaciones (ARPSIs) son aquellas zonas en las que existe un riesgo potencial de inundación para un caudal de avenida de 500 años, esto ha permitido identificar un total de 3 ARPSIs fluviales dentro de los límites del término municipal de Santa Cruz de Tenerife (Barranco del Bufadero, Barranco de Santos y Barranco del Hierro). Finalmente, la pendiente presenta una gran importancia en la capacidad de arrastre y erosión de la escorrentía superficial, factor destacado en cualquier proceso de inundación. Además, es importante considerar, que las zonas con fuertes pendientes presentan mayor susceptibilidad al riesgo de inundación. Por el contrario, las áreas con bajas pendientes favorecen los procesos de acumulación de agua lo que puede traducirse en un incremento de daños en el caso de ausencia de medidas que permitan drenar el agua de estos sectores.

Por todo ello, se han seleccionado estas fuentes, por su alto nivel de detalle en la caracterización de los puntos, áreas o tramos de sectores donde se identifican y describen las áreas que, potencialmente, tienen la capacidad de ocasionar daños a bienes o personas por su peligrosidad frente a las precipitaciones torrenciales. A partir de

ellos, también se puede interpretar la incidencia histórica por causa de las avenidas lo que permite conocer las áreas más expuestas dentro del ámbito municipal.

Tabla 1. Fuentes consultadas y forma de representación cartográfica

Elemento del Riesgo	Fuente	Variable/indicador	Representación cartográfica original
Amenaza/exposición	Plan de Defensa de Avenidas de Tenerife PDA (2015)	Riesgo constatado de inundación	Puntos
			Líneas
			Polígonos
	Plan General de Ordenación PGO (2013)	Zonas susceptibles al riesgo hidrológico	Polígonos
			Puntos
			Líneas
Ráster			
ARPSIs	Áreas con Riesgo Potencial Significativo de Inundaciones	Líneas	
Elaboración propia	Pendientes	Ráster	

Fuente: Elaboración propia.

3.1.2. Para la caracterización de la vulnerabilidad/exposición

Para realizar la evaluación de la vulnerabilidad se ha recurrido a una fuente que permita localizar y definir usos de suelo, características edificativas, así como otros rasgos de interés (Tabla 2). Es por ello que la parcela catastral, además de configurarse como la unidad mínima de análisis, es establecida en el sistema de gestión de la Dirección General del Catastro del Ministerio de Hacienda de España, destacando la información proporcionada acerca del inmueble o conjunto de inmuebles que la ocupa y la relativa, entre otros aspectos, a la superficie total construida, la superficie bajo rasante y la antigüedad de la edificación; de igual manera, la relativa a información sobre los usos del suelo susceptibles de extrapolación, es decir, la desagregación del uso del suelo que pueda encontrarse dentro de una misma parcela. Asimismo, a pesar de la posible dificultad de acceso a esta fuente, ésta ya ha presentado resultados de gran interés para la realización de cálculos para la estimación de la vulnerabilidad (Camarasa *et al.*, 2008).

Tabla 2. Fuentes consultadas y forma de representación cartográfica

Elemento del Riesgo	Fuente	Variable/indicador	Representación cartográfica original
Vulnerabilidad/exposición	Parcela Catastral	Edificaciones: Superficie bajo rasante Superficie base construida Año de construcción	Polígonos

Fuente: Elaboración propia.

3.2 .Metodología

3.2.1. Función para el análisis del riesgo

La función empleada para el análisis del riesgo de este trabajo tiene su origen en los años 1990 y fue desarrollada durante el programa de Naciones Unidas: Decenio internacional de los Desastres Naturales (UNDRO, 1991). Esta primera formulación inicial evolucionó con matices en una de las funciones del riesgo que hoy es ampliamente utilizada (Coburn y Spence, 1992), sobre todo en las ciencias sociales (Carreño *et al.*, 2002). Estos matices consisten sobre todo en la integración conceptual de la exposición en el factor de vulnerabilidad y la expresión conceptual de la amenaza en función de su probabilidad e intensidad. Además, posteriormente la conceptualización y la formulación se tornan más complejas en el caso de la evaluación del riesgo, ya que en la ecuación deben incorporarse factores cualitativos capaces de medir aspectos como la resiliencia o la preparación. Sin embargo, para la estimación del riesgo que se presenta (análisis del riesgo) es en esencia la formulación planteada por UNDRO, 1991, que continua vigente y resulta de enorme aplicabilidad para el calcular el riesgo total para una unidad geográfica de análisis dada. De este modo:

$$R_t = \sum (E) (R_s) = \sum (E) (A * V)$$

donde el riesgo total (R_t) se expresa como el sumatorio del producto de las características de los elementos en riesgo o vulnerables expuestos (E) y el Riesgo específico (R_s). Por analogía, el riesgo total (R_t) se expresa también como el sumatorio del producto entre los elementos en riesgo (E) y el riesgo específico (R_s), presentado, en este caso, como el producto de la amenaza (A) y la vulnerabilidad (V).

Siguiendo la lógica planteada, el riesgo total (R_t) puede computarse a través del sumatorio del producto entre el factor de amenaza-exposición ($E*A$) y el factor de vulnerabilidad-exposición (V) de cada unidad geográfica de análisis. De esta manera:

$$R_t = \sum E*A*V$$

La valoración de los factores de amenaza-exposición y vulnerabilidad-exposición se realiza a través de un sistema de indicadores locales.

3.2.2. Indicadores para la valoración de la amenaza-exposición

El factor amenaza-exposición vendría dado por la localización de un elemento vulnerable y su grado de exposición. La estimación se realiza en base al conocimiento de los incidentes o daños históricos, así como a estudios previos sobre inundación realizados para el área de estudio. Todo ello sumado a valoraciones realizadas sobre las propiedades físicas de las unidades de análisis que interfieren directamente en la capacidad de daño de la amenaza. Este puede ser el caso de la pendiente del terreno, que puede incrementar la intensidad de la escorrentía sobre suelo urbano. La identificación espacial de áreas afectadas por el peligro de inundación se ha realizado utilizando las fuentes indicadas en la tabla 1.

3.2.3. Indicadores para el cálculo de la vulnerabilidad-exposición

La vulnerabilidad-exposición se define como un factor de ponderación aplicado a cada unidad de análisis de acuerdo a criterios que definen su sensibilidad y su grado de susceptibilidad para ser afectados por la amenaza de avenida o inundación. Los valores señalados se estiman a través de una agrupación inicial de los elementos vulnerables contenidos en las parcelas, que luego se valoran en función de una serie de indicadores. De este modo, siguiendo la metodología de UNDRO (1991) para desarrollar la evaluación es necesario agrupar los elementos vulnerables de acuerdo a sus características, de este modo pueden ser ponderados con respecto al contexto donde se está desarrollando la evaluación. Dicha clasificación se ha realizado a través de una simplificación de la actividad socio-económica principal en cada parcela (Tabla 3).

Tabla 3. Indicadores y valores asignados para el cálculo de la vulnerabilidad-exposición

Indicador	Categorías y valores asignados
<i>Riesgo constatado de inundación PDA (puntos, líneas, polígonos)</i>	0 = sin daños 1 x evento/elemento
<i>Se encuentra en zona susceptible al riesgo hidrológico</i>	0 = fuera de zona 1 x zona
<i>Puntos negros (Estudio PGO)</i>	0 = sin puntos 1 x punto
<i>Áreas con Riesgo Potencial Significativo de Inundaciones (ARPSIs)</i>	0 = fuera de ARPSI 1 = dentro de ARPSI
<i>Pendientes</i>	<10° = 0 10°-15° = 0,25 15°-30° = 0,50 30°-45° = 0,75 >45° = 1
<i>Superficie bajo rasante (m²)</i>	< 67 = 0,2 67 - 120 = 0,4 121 - 221 = 0,6 222 - 620 = 0,8 >620 = 1
<i>Superficie base construida (m²)</i>	< 59 = 0,2 59 - 87 = 0,4 88 - 119 = 0,6 120 - 198 = 0,8 >198 = 1
<i>Año de construcción</i>	< 1950 = 1 1950 - 1963 = 0,8 1964 - 1974 = 0,6 1975 - 1993 = 0,4 1994 - 2019 = 0,2

Fuente: Elaboración propia.

4. RESULTADOS

Una vez aplicado el método propuesto por UNDR0 (1991) para el municipio de Santa Cruz de Tenerife los resultados obtenidos evidencian diferencias espaciales en los niveles de riesgo de inundación en el municipio de Santa Cruz de Tenerife (Tabla 4 y Figura 2). En este sentido, se constata la existencia de un índice muy alto superior a 5,75 en enclaves puntuales con parcelas coincidentes con áreas inundables definidas por ejemplo por las ARPSIS o el anterior estudio de riesgos del PGO, como el área de desembocadura del Barranco de Santos y el Barranco del Bufadero, unos sectores donde se han producido de forma reiterada episodios de inundación. Este nivel de riesgo corresponde con un porcentaje de 3,96% en relación la superficie total estudiada, superficie comprendida por un pequeño porcentaje de parcelas, en su mayoría de gran tamaño, a pesar de que han sido reducidas (0,2%). Las áreas con registros altos (2,85-5,75) son aún más frecuentes y se circunscriben

principalmente al sector suroeste de la capital y sectores puntuales como María Jiménez, Valleseco y Cueva Bermeja. Unos espacios donde se evidencia como los procesos de ocupación del suelo en áreas próximas a sectores de riesgo constatado y de pendientes más o menos pronunciadas han dado lugar a que con cierta frecuencia se produzcan importantes daños. Asimismo, es importante considerar el hecho de que un importante porcentaje (24,3%) de parcelas estudiadas presentan un nivel de riesgo moderado (1,74-2,85) circunscritas, fundamentalmente, a las áreas urbanas consolidadas de la capital y muy dependiente de indicadores como la pendiente y la antigüedad de edificación, así como los distintos elementos de la vulnerabilidad trabajados; este nivel de riesgo representa más de un 10% en cuanto a la superficie total municipal. Finalmente, los niveles de riesgo bajo y muy bajo representan cerca de un 76% del total de parcelas, abarcando, también en superficie, la mayor extensión del municipio. Unos sectores que, aunque su estudio preliminar expresa una propensión menor a sufrir cualquier manifestación derivada de un episodio de precipitación intenso, no se puede considerar que sean áreas exentas al 100% de sufrir riesgo de inundación.

Tabla 4. Categorías para mapa final del riesgo de inundaciones

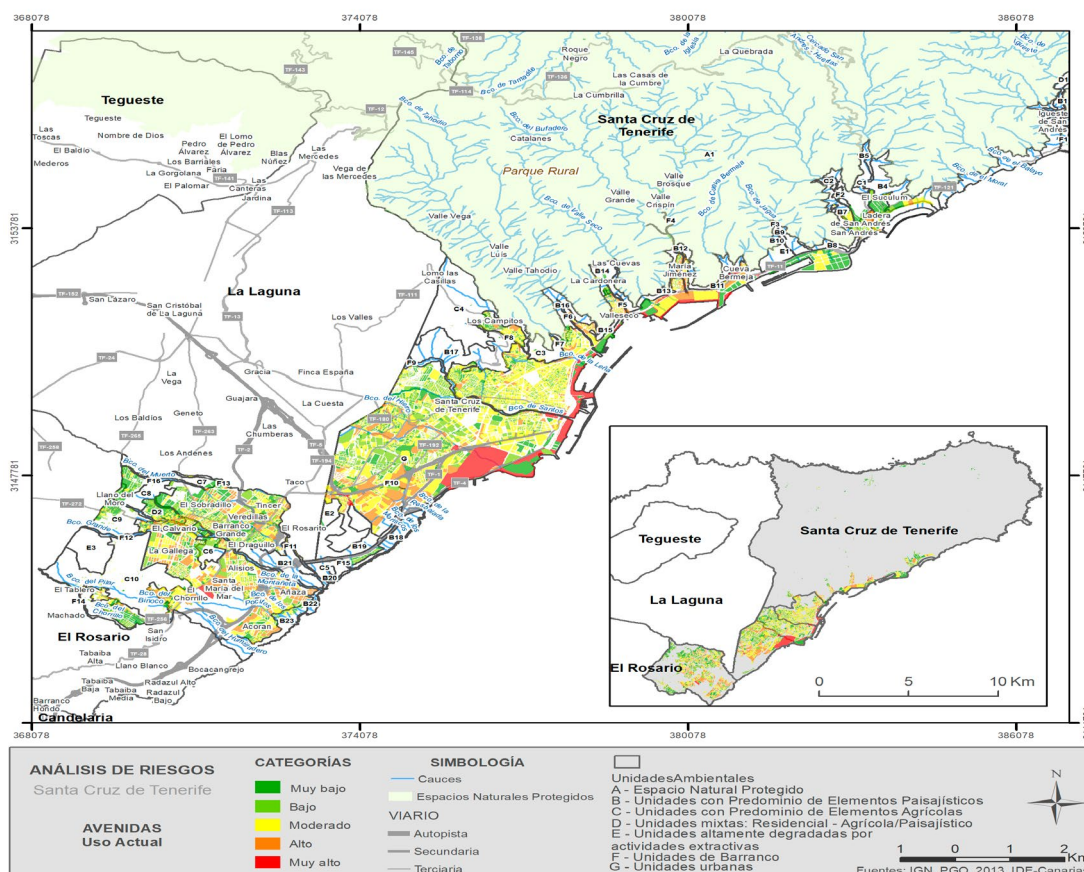
Categoría	Rango	% n° Parcelas	% Superficie
<i>Muy alto</i>	> 5,75	0,2	3,96
<i>Alto</i>	2,85 - 5,75	4,6	4,72
<i>Moderado</i>	1,74 - 2,85	24,3	10,65
<i>Bajo</i>	0 - 1,74	70,9	79,13
<i>Muy bajo</i>	0	4,9	1,54

Fuente: Elaboración propia

De la misma forma, la representación cartográfica del método desarrollado muestra otros resultados de gran interés (Figura 2), a modo de referencia al sur del Barranco de Santos, se sitúa el Distrito de Salud-La Salle, un área que concentra gran parte de la población y servicios de la capital y donde se localizan algunas de las parcelas más afectadas por el riesgo de inundación de todo el municipio. Estas se caracterizan por situarse en el litoral y ser limítrofes a determinadas ARP-SI como la del Barranco de Santos y el Barranco de El Hierro. Esta última ARP-SI es la de mayor extensión del municipio la cual afecta directamente a una de las parcelas más amplias de toda la ciudad la correspondiente a la actual Refinería que a su vez está afectada por un gran número de puntos de riesgo constatado del PGO y que presenta un nivel de riesgo muy elevado por dichos factores. Además de estos puntos en el Distrito de Salud-La Salle, se encuentran numerosas parcelas afectadas por deficiencias de drenaje en las proximidades a Rambla de Pulido, la Avenida de Venezuela o el Barrio El Perú. Finalmente, la vulnerabilidad derivada de las superficies bajo rasante en este ámbito origina espacios con niveles de riesgo elevados como la parcela del Centro Comercial Meridiano, la cual posee la mayor superficie bajo rasante construida de la ciudad y ha experimentado reite-

rados problemas vinculados a procesos de infiltración de agua con determinados episodios de precipitación de carácter torrencial.

Figura 2. Análisis del riesgo frente a inundación en Santa Cruz de Tenerife



5. DISCUSIÓN

Aunque existen multitud de trabajos tanto técnicos como de investigación que abordan las problemáticas derivadas de un riesgo como las inundaciones en Canarias estos han estado centrados principalmente en la caracterización de la amenaza omitiendo por tanto factores como la exposición y la vulnerabilidad. Esto ha dado lugar a que apenas existan cartografías completas de análisis del riesgo de inundación a nivel local más allá de estudios puntuales para determinados ámbitos turísticos (Díaz-Pacheco *et al.*, 2019; López-Diez *et al.*, 2020). Es por ello que la presente investigación complementa los trabajos anteriormente citados al mismo tiempo que válida el método diseñado de análisis del riesgo para áreas de gran homogeneidad como es el caso de Santa Cruz de Tenerife. Del mismo modo, el cálculo basado en la parcela catastral como unidad de análisis se muestra como una de las formas de mayor precisión para la caracterización de elementos como la vulnerabilidad, la exposición y el cómputo final del riesgo como ya han evidenciado otros

trabajos (Camarasa *et al.*, 2008; Pérez-Morales *et al.*, 2016). Esta alta aplicabilidad del método desarrollado puede ser aún más significativa si consideramos como la ordenación del territorio tiene grandes desafíos en el marco de la sostenibilidad (Olcina, 2020b). En línea con la última idea expresada, el estudio de los riesgos se configura como uno de los elementos centrales a considerar en cualquier proceso de ordenación del medio pues a través del empleo de cartografías temáticas (Olcina y Díez-Herrero, 2017; Olcina, 2020a) se permite la delimitación precisa de áreas donde no se deberían definir o plantear usos o actividades concretas debido a presentar unos altos niveles de riesgo. No obstante, el riesgo es un elemento dinámico y muy dependiente de los cambios en los usos del suelo. Esto da lugar a que sea necesario establecer con cierta periodicidad nuevas valoraciones que permitan ir incorporando los posibles cambios que se dan en cualquier territorio, unos cambios entre los que destaca fundamentalmente el cambio climático y sus efectos en elementos climáticos como las precipitaciones, un elemento este último que ya está expresando cambios en su comportamiento (Dorta *et al.*, 2018). Por todo lo anteriormente expuesto el método propuesto durante este trabajo está en consonancia con los nuevos enfoques basados en el fortalecimiento de las acciones preventivas y de tipo no estructural (UNDRR, 2019; Olcina y Oliva, 2020), acorde a la cada vez más reconocida necesidad de integrar las acciones de adaptación al cambio climático, reducción del riesgo de desastres y la ordenación del territorio (Rivera y Wamsler, 2014).

6. CONCLUSIONES

Santa Cruz de Tenerife históricamente ha sido uno de los municipios más afectados por los episodios de inundación en Canarias. En este sentido, en primer lugar la metodología aplicada se conforma de gran utilidad debido a que es un método replicable fundamentado en fuentes de información disponible o fácilmente adaptable para otros espacios de características similares al estudiado. En segundo lugar, se trata de un método con una alta concreción espacial que ha permitido establecer una diferenciación geográfica a escala local y con un alto nivel de detalle de los distintos grados de riesgo de inundación o avenida a los que se encuentran expuestas las diferentes estructuras (actividades y usos de suelo) que integran el área de estudio. Esto ha posibilitado identificar como el 29,3% de las parcelas estudiadas presentan unos umbrales iguales o superiores a moderado lo que evidencia una alta vulnerabilidad frente a este tipo de fenómenos. Por tanto, los resultados obtenidos se conforman como una fuente de utilidad para la toma de decisiones en materia de ordenación del territorio a nivel local. Un hecho éste último que es especialmente importante en el actual contexto de variabilidad climática que puede incrementar los niveles de peligrosidad de amenazas como las precipitaciones intensas y, por ende, de los niveles de riesgo. Esto da lugar a que la integración entre cambio climático y ordenación del territorio basada en el uso de cartografías de riesgo se configure como una de las estrategias más eficaces para la reducción del riesgo de desastres como forma de garantizar una gestión sostenible de los territorios durante las próximas décadas.

REFERENCIAS

- BLAIKIE, P., CANNON, T., DAVIS, I., & WISNER, B. (2014). *At risk: natural hazards, people's vulnerability and disasters*. London, Routledge.
- CAMARASA BELMONTE, A. M., LÓPEZ-GARCÍA, M. J. & SORIANO GARCÍA, J. (2008): Cartografía de vulnerabilidad frente a inundaciones en llanos mediterráneos: caso de estudio del Barranc de Carraixet y Rambla de Poyo. Serie Geográfica - Profesora María de los Ángeles Díaz Muñoz, In *Memoriam*, 14, 75-91.
- CARREÑO, M., CARDONA, O.D., & BARBAT, A. (2002). *Sistema de indicadores para la evaluación de riesgos*. Centre Internacional de Mètodes Numèrics en Enginyeria (CIMNE), Barcelona. Coburn A. & Spencer R. (1992). *Earthquake protection*. Ed. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, UK.
- CRED. (2020). *The human cost of disasters: an overview of the last 20 years (2000-2019)*. Centre for Research on the Epidemiology of Disasters (CRED) and UN Office for Disaster Risk Reduction.
- DÍAZ-PACHECO, J., LÓPEZ-DÍEZ, A., MÁYER, P., DORTA, P., & YANES, A. (2019). Evaluación de la vulnerabilidad local de inundación en enclaves insulares áridos de especialización turística. En *Crisis y espacios de oportunidad: retos para la Geografía: Libro de Actas (358-373)*. Asociación Española de Geografía.
- DÍEZ-HERRERO, A., HUERTA, L. L., & ISIDRO, M. L. (2008). *Mapas de peligrosidad por avenidas e inundaciones: guía metodológica para su elaboración (No. 1)*. IGME.
- LÓPEZ-DÍEZ, A., DORTA, P., DÍAZ-PACHECO, JAIME. & CARABALLO ACOSTA, O. (2018). Consecuencias de los eventos meteorológicos de rango extraordinario en Canarias: Temporales de viento, inundaciones y fenómenos costeros (1996-2016). En Montávez Gómez, Juan Pedro, et al. (eds.). *El clima: aire, agua, tierra y fuego*. Madrid: Asociación Española de Climatología; Agencia Estatal de Meteorología, 749-759.
- LÓPEZ-DÍEZ, A., DÍAZ PACHECO, J., YANES LUQUE, A., DORTA ANTEQUERA, P. J., & MÁYER SUÁREZ, P. (2020). Propuesta metodológica para estimar la vulnerabilidad local por inundación en áreas turísticas costeras de clima árido: aplicación al litoral de Arona y Adeje (SO de Tenerife). *Cuadernos de geografía*, 104 2020: 87-106. DOI: [10.7203/CGUV.104.16570](https://doi.org/10.7203/CGUV.104.16570)
- MUSUNGU, K., MOTALA, S., & SMIT, J. (2012). Using multi-criteria evaluation and GIS for flood risk analysis in informal settlements of Cape Town: the case of Graveyard Pond. *South African Journal of Geomatics*, 1(1), 92-108.
- NARVÁEZ, L., LAVELL, A., & PÉREZ, G. (2009). *La gestión del riesgo de desastres*. Secretaría General de la Comunidad Andina.
- OLCINA, J., & DÍEZ-HERRERO, A. (2017). Cartografía de inundaciones en España. *Estudios Geográficos*. 2017, 78(282): 283-315. DOI: <https://doi.org/10.3989/estgeogr.201710>
- OLCINA, J. (2020A). Ordenación del territorio e infraestructura verde para la reducción del riesgo natural en España. *Práctica urbanística: Revista mensual de urbanismo*, (164), 2.
- OLCINA, J. (2020B). Ordenación del territorio para la gestión del riesgo de inundaciones: Propuestas. En *Riesgo de inundación en España: análisis y soluciones para la generación de territorios resilientes*. Universidad de Alicante, 501-516.
- OLCINA, J., & OLIVA CAÑIZARES, A. (2020). Medidas estructurales versus cartografía de inundación en la valoración del riesgo en áreas urbanas: El caso del barranco de las Ovejas (Alicante, España). *Cuadernos Geográficos*. 2020, 59(2): 199-220. DOI: <https://doi.org/10.30827/cuadgeo.v59i2.10278>
- PÉREZ-MORALES, A., GIL-GUIRADO, S., & OLCINA, J. (2016). La información catastral como herramienta para el análisis de la exposición al peligro de inundaciones en el litoral mediterráneo español. *EURE (Santiago)*, 42(127), 231-256. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0250-71612016000300010>

- ROSELLÓ, M. J., OLCINA, J., & MÉRIDA RODRÍGUEZ, M. (2018). Balance de las políticas de gestión del riesgo de inundaciones en España: de las acciones estructurales a la ordenación territorial. *Ciudad y Territorio. Estudios Territoriales*. 2018, 50(197): 417-438.
- SORTINO BARRIONUEVO, J. F., & ROSELLÓ, M. J. (2018). Metodología para una cartografía de vulnerabilidad del territorio frente al riesgo de inundación relacionado con los sistemas de socorro y asistencia. Aplicación al área inundable del bajo Guadalhorce (2016). *Papeles de Geografía*, N° monográfico del XV Coloquio Ibérico de Geografía
- RIGHI, E., LAURIOLA, P., GHINOI, A., GIOVANNETTI, E., & SOLDATI, M. (2021). Disaster risk reduction and interdisciplinary education and training. *Progress in Disaster Science*, 10, 100165. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pdisas.2021.100165>
- RIVERA, C., & WAMSLER, C. (2014). Integrating climate change adaptation, disaster risk reduction and urban planning: A review of Nicaraguan policies and regulations. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 7, 78-90. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2013.12.008>
- UNDRR (2019). *Global Assessment Report on Disaster Risk Reduction*. Geneva, Switzerland. United Nations Office for Disaster Risk Reduction (UNDRR).

ESTIMACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE POBLACIÓN EN EL ANÁLISIS DE RIESGOS COSTEROS ASOCIADOS AL CAMBIO CLIMÁTICO EN CANARIAS

DOWNSCALING OF THE POPULATION FOR COASTAL RISKS ASSESMENT DUE TO CLIMATE CHANGE IN THE CANARY ISLANDS

Nicolas Ferer Valero¹, Gustavo Herrera De Lamo²

¹ Grupo de Geografía Física y Medio Ambiente, Instituto de Oceanografía y Cambio Global, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, nicolas.fvg@ulpgc.es

² Cartográfica de Canarias S.A. gherrrea@grafcan.es

Resumen

El cambio climático está produciendo un progresivo aumento del nivel medio del mar en las islas Canarias, que se estima pueda alcanzar entre 0,50 m y 0,75 m para finales del siglo XXI. Ante la necesidad de conocer y evaluar sus posibles efectos en todo el ámbito regional, este trabajo muestra un procedimiento para estimar, a resolución métrica, la distribución espacial de la población a partir de datos de baja resolución. Para ello se ha diseñado un proceso de reducción de escala (*downscaling*) basado en el empleo de (i) información de usos catastrales, (ii) planimetrías de las edificaciones, y (iii) altimetría LiDAR en formato raster de 2.5 m/pixel. El método consiste en el cálculo de tres parámetros: el espacio residencial (ER), el espacio residencial total (ERT) y el espacio residencial relativo (ERR). Los resultados muestran la eficacia de este procedimiento de re-escalado para generar un mapa de población residencial en alta resolución para el conjunto del territorio de las islas Canarias, el cual conforma la base cartográfica para el cálculo de población afectada por inundaciones costeras en 2050 y 2100 debido a la subida de nivel medio del mar.

Palabras clave: Población, técnicas de re-escalado, riesgos costeros, cambio climático.

Abstract

Climate change is promoting a progressive increase in the mean sea level in the Canary Islands, which is estimated to reach between 0,50 m and 0,75 m by the end of the 21st century. Given the need to evaluate its possible effects across the region, this work shows a procedure to estimate, at metric resolution, the spatial distribution of the population from low resolution data. For this, a downscaling process has been designed based on the use of (i) information of cadastral uses, (ii) planimetry of buildings, and (iii) LiDAR altimetry in raster format of 2.5 m/pixel. The method consists of calculating three parameters: residential space (ER), total residential space

(ERT) and relative residential space (ERR). The results show the effectiveness of this downscaling technique to generate a high-resolution residential population map for the entire territory of the Canary Islands, which forms the cartographic base for calculating the population affected by coastal flooding in 2050 and 2100 due to the mean sea level rise.

Keywords: Population, downscaling techniques, coastal risks, climate change.

1. INTRODUCCION

El Cambio Climático supondrá perturbaciones en las dinámicas meteoceánicas medias y extremas de las que se pueden derivar nuevos escenarios de riesgo para el sistema socioeconómico y natural. Los escenarios globales para el análisis de riesgos frente al cambio climático, las denominadas Trayectorias de Concentración Representativas (RCP), han sido definidos por el IPCC (2014) y adoptados por el conjunto de la comunidad científica internacional como un estándar para la comparabilidad de los datos. Así, han sido establecidos cuatro escenarios de emisión de Gases de Efecto Invernadero (GEI), que contemplan desde un primer escenario, en el que los esfuerzos de mitigación conducen a un nivel de forzamiento radiativo muy bajo (RCP2.6), hasta un escenario con un nivel muy alto de emisiones de GEI y un máximo forzamiento radiativo (RCP8.5).

Con ligeras variaciones conceptuales, se acepta que el riesgo se compone de, al menos, tres términos: (1) la peligrosidad o amenaza (*hazard*), (2) la exposición (*exposition*) y (3) la vulnerabilidad, susceptibilidad o sensibilidad (*vulnerability*) (e.g. Bruen et al., 2012; IPCC, 2014; Medina et al., 2014; Vera-Rodríguez y Albarracín-Calderón, 2017; Viner et al., 2020). Y como parte de la vulnerabilidad, o fuera de ella, se viene considerando, cada vez más, un último factor referido a la capacidad adaptativa o de recuperación de los sistemas impactados, lo que se ha denominado 'resiliencia'. El riesgo es, por lo tanto, la probabilidad de acaecimiento de un evento peligroso, combinada con los impactos posibles en caso de que ocurra dicho suceso: resulta de la interacción o coexistencia del peligro, la exposición y la vulnerabilidad (Schneiderbauer y Ehrlich, 2004). La base del análisis está en la combinación de peligrosidad y exposición. La primera se define como el fenómeno, de origen natural o antropogénico, potencialmente causante de daños sociales, económicos o medioambientales. La segunda, como conjunto de elementos humanos y naturales emplazados en el radio de acción o afectación potencial del fenómeno peligroso o amenaza. El riesgo no se produce sin la existencia de alguno de ellos, y se consume cuando los elementos expuestos muestran, además, características que los hacen susceptibles a ser dañados o impactados por el fenómeno peligroso (vulnerabilidad).

Dentro del campo del análisis de riesgos, la población suele ser uno de los factores de exposición que mayor interés tiene, por cuanto los eventos peligrosos pueden suponer una seria amenaza a la integridad física de las personas y, en muchas ocasiones, generar pérdidas humanas en mayor o menor grado. Y esto requiere conocer, con precisión, la distribución de la población sobre el territorio, una vez se conoce también el alcance del peligro que se analiza. Los datos demográficos provienen nor-

malmente de organismos oficiales y esta dada a escala de unidades administrativas, lo que no permite una observación precisa de la distribución de las personas en el territorio. En España, la sección censal es la unidad mínima de tratamiento y difusión de datos de población (Instituto Nacional de Estadística, INE). En Canarias, las secciones censales tienen una superficie media de ~58 ha. Para cubrir esta deficiencia, el Instituto Canario de Estadística (ISTAC), generó, a partir de censos a nivel de portal, una malla planimétrica de 6,25 ha de resolución, con información acerca del contingente poblacional y algunas de sus características sociodemográficas (edad, sexo, nivel de instrucción, grado de dependencia, etc.). No obstante, de cara a la evaluación de riesgos naturales y/o antropogénicos, esta escala espacial puede ser todavía insuficiente si se precisa de un análisis de alta resolución.

Estimar la población a una mayor resolución a partir de datos de baja resolución, implica procedimientos de re-escalado o *downscaling*. Es decir, de la implementación de técnicas para aumentar la definición espacial de la variable, empleando para ello factores auxiliares o indirectos teóricamente involucrados en su distribución. Existe una cierta variedad de propuestas metodológicas en la literatura científica para desagregar datos poblacionales. En términos generales, estas pueden clasificarse, de menor a mayor adecuación, en métodos de ponderación areal, métodos de interpolación geoestadística y métodos dasimétricos (Maantay et al., 2007, Mora-García y Martí-Ciriquian, 2015; Gálvez-Salinas et al., 2013). De entre los métodos dasimétricos, destacan los trabajos de Lwin y Murayama (2009), que proponen procedimientos de reparto areal y volumétrico empleando, respectivamente, el área y el volumen de la superficie edificada para el reparto proporcional de la población. Por otro lado, el método dasimétrico de Maantay et al. (2007), llamado *Cadastral-based Expert Dasymetric System* (CEDS), utiliza datos catastrales sobre el número de viviendas y la superficie residencial como criterios para el reparto de la población, considerando una relación de proporcionalidad entre el número de viviendas y el número de habitantes. Estos métodos son aplicados en España, con modificaciones, por Gálvez-Salinas et al. (2013), en la ciudad de Granada, construyendo el término *Unidades Espaciales Modificables*; por Mora-García y Martí-Ciriquian (2015), en el municipio de Elche; o por Preciado (2015), en el municipio de Leganés. En las islas Canarias, el único estudio de este tipo es el realizado por Suárez Vega et al (2008), quienes, basándose en el método dasimétrico de Mennis (2003), realizan un re-escalado de población desde las secciones censales a áreas de usos del suelo.

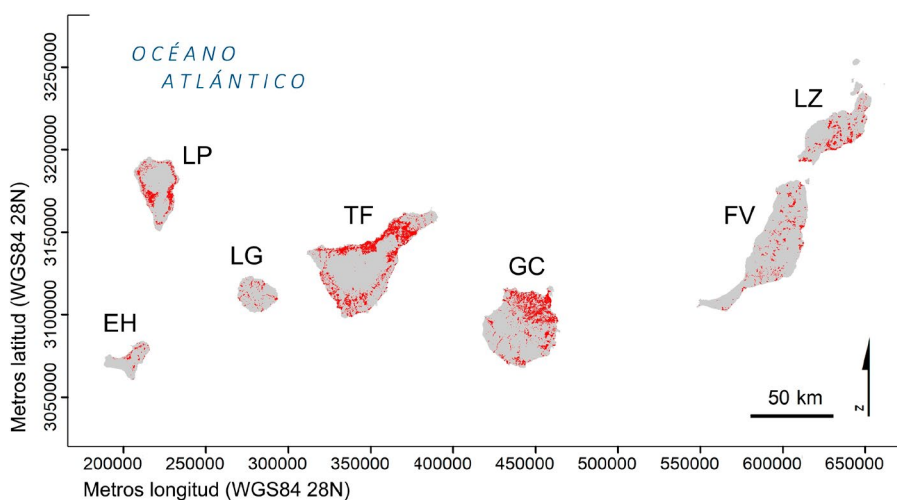
El objetivo de este trabajo es realizar un mapa de población de Canarias de alta resolución, a nivel de edificio, mediante procedimientos de re-escalado (*downscaling*) a partir de los datos de población más desagregados de los que se disponen. Se pretende que este nuevo mapa de población sea la base cartográfica para el análisis de la exposición de la población de Canarias ante riesgos naturales o antropogénicos en estudios de alta resolución. En particular, esta base cartográfica de población constituye ya la base oficial sobre la que se está desarrollando el proyecto PIMA ADAPTA COSTAS en Canarias (MTERD, Gobierno de España), cuyo objetivo general es estimar los efectos del cambio climático en el ámbito de las zonas costeras mediante la determinación del riesgo sobre sus sistemas socioeconómicos y naturales.

2. AREA DE ESTUDIO

El mapa de población se ha realizado para el conjunto del territorio de la Comunidad Autónoma de Canarias, que cuenta con una superficie de 7493 km² y una longitud de costa de ~1500 km. Canarias constituye un archipiélago volcánico de 7 islas principales, emplazado en latitudes subtropicales del Atlántico nororiental, a ~100 km de las costas africanas.

Desde 1900, el crecimiento de la población en Canarias ha sido constante, experimentado una etapa de aceleración desde 1960 hasta 2010, en la que prácticamente se dobló la población, seguido de un periodo de estabilización en la última década. Actualmente, el archipiélago cuenta con más 2 millones de habitantes (ISTAC). La distribución espacial de población, a nivel regional, está definida por la existencia de dos islas centrales que concentran la mayor parte de la población (Tenerife y Gran Canaria), con casi 1 millón de habitantes cada una, tres islas (Lanzarote, Fuerteventura y La Palma) con contingentes entre los 80 000 y 150 000 habitantes, y dos islas (La Gomera y El Hierro), que, siendo las islas más pequeñas en superficie, acogen menos de 25 000 habitantes cada una. La densidad de población es prácticamente correlativa al volumen de población, excepto en el caso Fuerteventura que, con 62 hab./km², presenta densidades tan bajas como La Gomera y El Hierro (ISTAC) (Figura 1).

Figura 1. Mapa de las islas Canarias con representación del suelo edificado.



En color rojo se representa el suelo edificado. EH, El Hierro; LP, La Palma; LG, La Gomera; TF, Tenerife; GC, Gran Canaria; FV, Fuerteventura; LZ, Lanzarote.

Fuente: Elaboración propia.

La distribución de población en Canarias presenta un marcado carácter litoral, especialmente determinado por el desarrollo del sector turístico a partir de la década de 1960. Según las proyecciones regionales desarrolladas por el Instituto de Hidráulica Ambiental de la Universidad de Cantabria (IHC, 2014), el nivel medio del mar en Canarias podrá ascender hasta ~75 cm en determinados sectores del litoral hacia finales del siglo XXI, hecho que vendrá acompañado de perturbaciones en el régimen de energía

del oleaje y en su dirección predominante. Por esto y por sus particularidades naturales (insularidad, sensibilidad ecológica, recursos limitados, etc.) y socioeconómicas (especialización turística, alta presión y litorización demográfica, etc.), las islas Canarias requieren de un análisis singularizado y detallado de los futuros impactos del Cambio Climático, y en especial de la subida del nivel medio del mar, sobre la población insular.

3. MÉTODOS

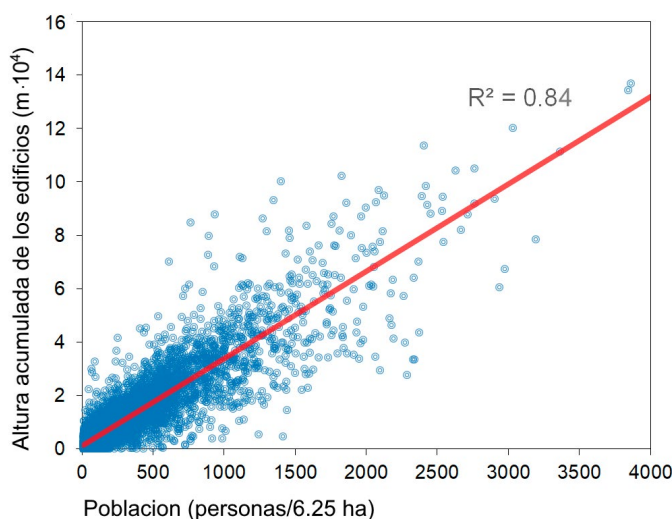
Como fuente de partida se ha tomado la malla de población del Instituto Canario de Estadística (ISTAC), cuya resolución de 250x250m la convierte en la fuente oficial más detallada que existe en cuanto a la distribución de población en Canarias. No obstante, esta resolución es insuficiente cuando, como en el caso del proyecto en el que se enmarca este estudio (PIMA ADAPTA COSTAS), el análisis de riesgos socioeconómicos frente al cambio climático tiene escala métrica

Con el objetivo de repartir o desagregar la población de esta cuadrícula, a nivel de edificios, se ha empleado un método dasimétrico de re-escalado basado en la idea fundamental de que la población se distribuye de forma proporcional a dos variables que pueden considerarse de forma conjunta:

La presencia mayor o menor de uso residencial (Maantay et al., 2007).

El volumen o altura de los edificios (Lwin y Murayama, 2009) (Figura 2).

Figura 2. Correlación observada entre población y el volumen edificado en Canarias.



La población es valor contenido en las cuadrículas del ISTAC; y la altura de los edificios, un valor acumulado de alturas cada 2.5 m, que significa volumen edificado. Por sí sola, el volumen edificado explica el ~84% de las variaciones espaciales en el volumen de población.

Fuente: Elaboración propia.

Para ello se ha procedido al empleo combinado de: (1) información catastral acerca de los usos residenciales, (2) planimetrías de gran escala e (3) información volumétrica de las superficies construidas.

En primer lugar, se ha procedido a conocer la distribución del uso residencial de viviendas mediante la información catastral actualizada (Dirección General del Catastro). Se ha tomado el conjunto de datos ‘tipologías constructivas’, el cual muestra mayor exactitud informativa, en el territorio canario, que los conjuntos ‘usos inmuebles’ y ‘destinos de la construcción’. Para ello, 97 códigos catastrales han sido agrupados en el uso residencial y posteriormente calculada la proporción (%) de dicho uso respecto al resto de usos presentes en cada parcela catastral. De esta operación, se han obtenido ~400 mil parcelas con alguna presencia de viviendas. Se han considerado parcelas tanto urbanas como rústicas.

En segundo lugar, se ha tomado la Base Topográfica de Canarias, a través del Mapa Topográfico Integrado de Canarias (GRAFCAN, Gobierno de Canarias), que cubre todo el territorio, a escala 1:1000, en las principales áreas urbanas, y 1:5000, fuera de ellas. De esta fuente se ha seleccionado la geometría de la clase ‘edificios’, excluyendo así otro tipo de construcciones que no albergan, a priori, población residente. En este caso, la geometría de edificios del MTI es la condición dasimétrica que delimita el espacio habitado. La intersección espacial, ejecutada en Sistemas de Información Geográfica (SIG), entre las parcelas catastrales y las plantas de edificios del MTI da lugar a una planimetría de detalle donde cada edificio de viviendas, o, en su caso, la división parcelaria de cada edificio de viviendas, contiene un valor relativo de uso residencial entre 0 (0%) y 1 (100%). De esta operación, se han obtenido 115 720 edificaciones de viviendas en una franja de 1 km desde la línea de costa.

En tercer lugar, se ha extraído información altimétrica procedente de datos LIDAR (GRAFCAN, Gobierno de Canarias). Esta altimetría consiste en una capa raster de 2,5 m de resolución y cobertura completa para Canarias, con valores de altura sobre el suelo de todas las construcciones de origen humano implantadas en el territorio. En este caso, se ha procedido a extraer, de todo el modelo altimétrico, la parte correspondiente a los edificios de viviendas obtenidos de los pasos anteriores.

El producto entre el valor relativo del uso ‘vivienda’ y el valor de altura del edificio, pixel a pixel (2,5x2,5 m), arroja un valor, en m o m³, que hemos denominado Espacio Residencial (ER). El Espacio Residencial Total (ERT) correspondería posteriormente con el valor acumulado de ER a lo largo de la entidad de población que se re-escala (en este caso, cada cuadrícula de 250x250 m la malla del ISTAC). Para el cálculo de ERT, hemos considerado la superficie mayoritaria como criterio de adscripción de los edificios a las entidades de la malla de ISTAC. El cociente entre ER y ERT arroja un valor relativo [0,1] al que denominamos Espacio Residencial Relativo (ERR), cuya multiplicación, pixel a pixel, por la población total de la entidad desagregada (malla ISTAC), resulta en el reparto final de la población. Finalmente, los valores de cada pixel, es decir, la población contenida en un prisma cuadrangular de 6,25 m² de base, se suma por edificios de viviendas hasta obtener un valor final de población por edificio o parcelas de edificio (Figura 3).

El cálculo, pixel por pixel, obedece a la siguiente fórmula:

$$Pob_a = \sum_{i=1}^n POb_A \frac{ER}{ERT}$$

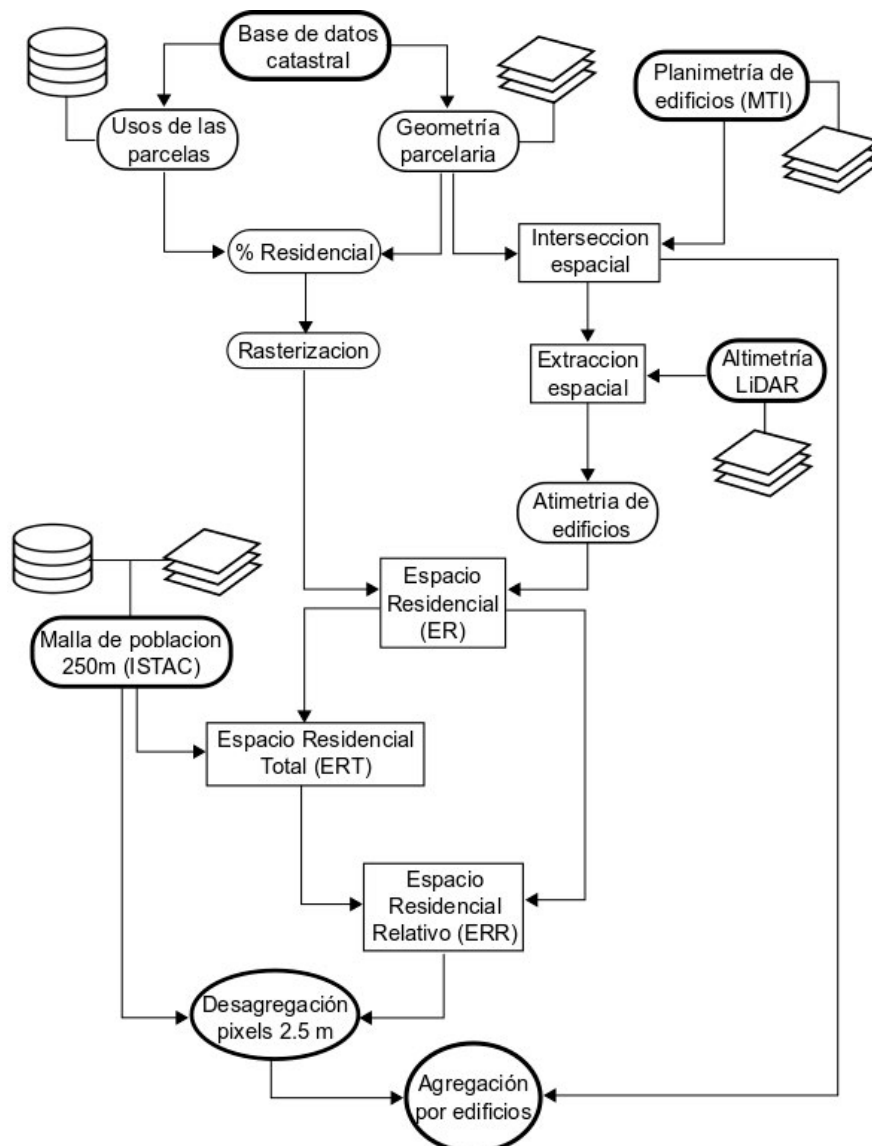
Donde:

$$ER = l \cdot p$$

$$ERT = \sum_{i=1}^n (l \cdot p)$$

Siendo Pob_a , la población total de la entidad de desagregación (edificios), la población total de la entidad desagregada (cuadrículas ISTAC);, la altura del edificio; p , la proporción del uso de vivienda del edificio.

Figura 3. Flujograma para la estimación de población a nivel de edificio combinando bases catastrales, bases planimétricas (MTI) y altimetría LiDAR.



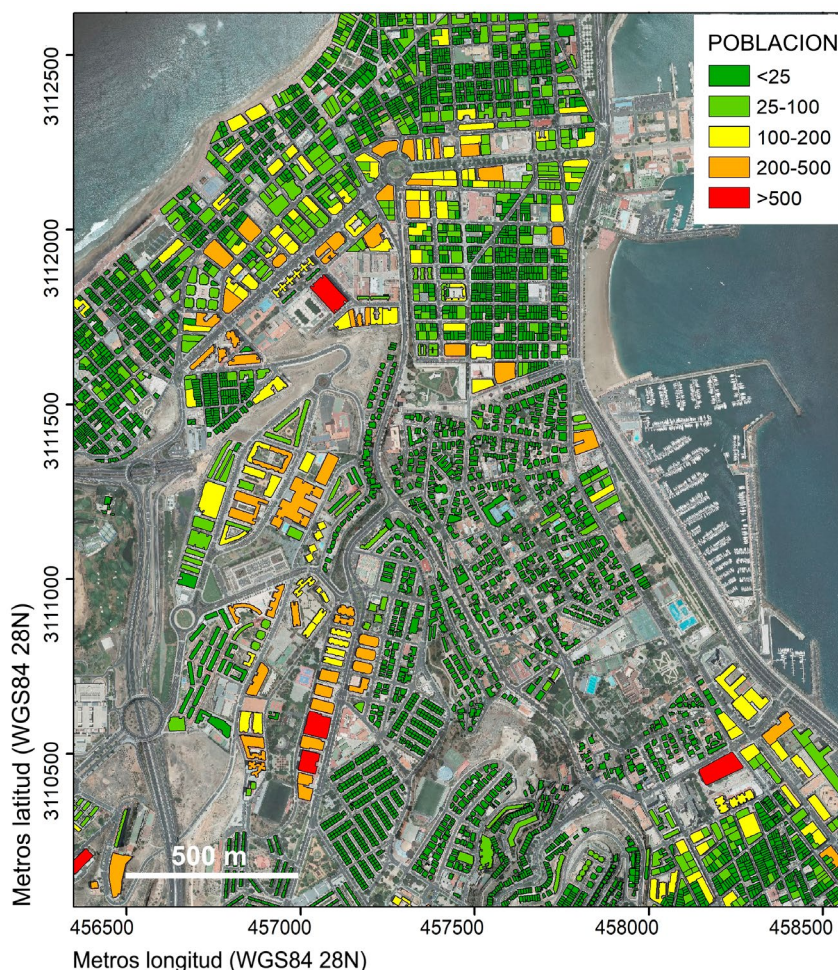
Los resultados se han sometido a validación mediante el principio de interpolación picnofiláctica uniforme de Tobler (Tobler, 1979), que establece la ‘conservación de masa’ en los procesos de interpolación o desagregación. Este principio se ha aplicado respecto a los términos ERT y Pob_a de las ecuaciones anteriores, garantizando la invariabilidad de los valores agregados de partida.

4. RESULTADOS Y DISCUSION

Como resultado final se ha obtenido una estimación de la población por edificio, o, en su caso, parcela de edificio, para el conjunto del territorio costero de la CCAA de Canarias, en un total de 115 720 edificaciones. Como es de esperar por la forma de cálculo, los edificios más voluminosos, con mayor proporción de uso residencial y menor división parcelaria, son los que más población acogen. El máximo calculado se da en un edificio residencial de la ciudad de Las Palmas de Gran Canaria, con una estimación de 1157 residentes, situándose la media total en 5 residentes, lo cual se ajusta a la cantidad de pequeñas edificaciones que se observan en Canarias (Figura 4).

Este método dasimétrico de re-escalado poblacional tiene la virtud de combinar dos de las propuestas metodológicas principales que existen en la literatura especializada. Por un lado, utiliza la aproximación volumétrica de Lwin y Murayama (2009), empleando el volumen edificado para el reparto proporcional de la población; y por otro, lo combina con el método dasimétrico CEDS de Maantay et al. (2007), aplicado en algunos puntos de España (Mora-García y Martí-Ciriquian, 2015; Preciado; 2015), y en el cual se utilizan datos catastrales sobre superficie residencial como criterio para el reparto de la población. Para ello, este procedimiento lo que hace es relativizar el uso residencial y convertirlo a un valor de proporción respecto al resto de usos. Así, el volumen edificado queda posteriormente corregido por este valor, y la cantidad de espacio dedicado a viviendas, lo que hemos llamado Espacio Residencial (ER), es el resultado de combinar aritméticamente ambas variables.

Figura 4. Muestra del mapa de población de Canarias, a nivel de edificios, en un sector de la ciudad de Las Palmas de Gran Canaria (Isla de Gran Canaria).



Consideramos que esta forma de operar podría tener potencial de aplicación en relación al empleo de fuentes cartográficas alternativas, como el Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE), que utilicen valores de uso relativos en vez superficies absolutas. Asimismo, este método puede ser aplicado para realizar re-escalados de población, de alta resolución, desde entidades de desagregación mayores, como las secciones censales o los municipios; e incluso ser aplicado para re-escalar variables socioeconómicas, distintas a la población, que mantengan una correlación fuerte con el volumen construido (e.g. valor catastral, stock de capital, producción y valor añadido, etc.).

Mora-García y Marti-Ciriquian (2015) critican el empleo de alturas de edificios para el reparto de población, debido a que esto puede encubrir importantes diferencias entre los tamaños de las viviendas y por lo tanto arrojar resultados distorsionados. Por ello, para asegurarnos de la validez del empleo del volumen edificado en el reparto de población en Canarias, se ha hecho un análisis de correlación entre la población y el volumen edificado, habiendo obtenido casi un 85% de poder explicativo de este último sobre la distribución de población en el territorio (Figura 2). Respecto a

trabajos previos hechos en España (e.g. Gálvez-Salinas et al., 2013; Suárez Vega et al., 2008; Mora-García y Marti-Ciriquian, 2015; Preciado, 2015), consideramos que este estudio supone un avance por los siguientes motivos:

1. A nivel metodológico, porque tiene la capacidad de combinar de forma sencilla dos aproximaciones distintas al re-escalado de población: la volumetría de edificios y la información catastral de usos.
2. En cuanto al alcance espacial, porque no se tiene constancia de un estudio de este tipo que aborde un ámbito geográfico del tamaño de una Comunidad Autónoma (Canarias=7493 km²), con requerimientos de computación relativamente elevados.
3. En cuanto a la escala, porque se consigue llegar a una desagregación por debajo de la parcela catastral, que permite observar diferencias dentro de las parcelas catastrales en función del volumen de los edificios.

Las principales limitaciones del método residen en el hecho, ya remarcado por Mora-García y Marti-Ciriquian (2015), de que se asume una distribución de población proporcional al espacio residencial (ER), sin consideración de (1) el tamaño de las viviendas y (2) la existencia de viviendas vacías o segundas residencias. Por otra parte, como señalan Gálvez-Salinas et al. (2013) y Preciado (2015), esta estimación de distribución poblacional concierne a un lugar y tiempo concretos, que es el tiempo de permanencia en los hogares, no siendo de aplicación en la localización de las personas en rangos horarios de actividad laboral o recreativa.

Tener una estimación de la distribución poblacional en alta resolución puede ser relevante para el análisis de multitud de problemas socioeconómicos y ambientales, (transporte, comunicaciones, contaminación, estudios de mercado, etc.). En concreto, el mapa de población elaborado en este trabajo sirve a la necesidad de obtener una imagen de alta resolución sobre la distribución de las personas de cara al análisis de riesgos naturales en el territorio de Canarias. Particularmente, este mapa está diseñado para ser cruzado con los modelos de peligrosidad costera (inundaciones y erosión), de resolución métrica, que se están generando actualmente para estimar las consecuencias del cambio climático durante el siglo XXI.

5. CONCLUSIONES

En las islas Canarias existe un déficit en la existencia de modelos de distribución poblacional de alta resolución, ya que estos modelos cartográficos pueden ser de gran utilidad para diferentes estudios socioeconómicos y ambientales. En el caso de los riesgos naturales, cuando los fenómenos de peligrosidad (inundaciones, etc.) son modelizados a pequeña escala, se hace necesario contar con estimaciones de exposición socioeconómica de escala equivalente, siendo la población uno de los factores de exposición de mayor interés. En este sentido, este trabajo responde a la necesidad de contar con un modelo cartográfico de población para la estimación de las consecuencias del cambio climático en la franja costera de Canarias en el marco del proyecto PIMA ADAPTA COSTAS (MTERD, Gobierno de España),

Para llevar a cabo esta estimación, se ha empleado un método dasimétrico que combina de forma sencilla dos aproximaciones distintas al re-escalado de población: la volumetría de edificios y la información catastral de usos. Así, la 'cantidad' de uso residencial en las parcelas catastrales, se relativiza como una proporción respecto al total de usos de la parcela. Este número relativo es, a su vez, multiplicado, pixel por pixel, con la altura de las edificaciones, dando lugar a un valor, traducible a volumen (m³), al que hemos llamado Espacio Residencial (ER). ER es la clave de este cálculo, pues su valor relativizado (ERR) respecto al total de ER de la entidad desagregada (en este caso, una cuadrícula de 250x250 m) es el valor que sirve en última instancia para el reparto de la población.

Este procedimiento presenta limitaciones respecto a (1) la consideración del tamaño de las viviendas, (2) a la existencia de viviendas vacías y segundas residencias, y (3) a la movilidad de la población y su localización fuera del espacio residencial durante parte del tiempo. Por contrapartida, presenta potencialidades respecto a (1) su capacidad de combinar eficazmente bases catastrales y datos altimétricos, (2) implementar un proceso óptimo para el manejo de grandes volúmenes de información en Sistemas de Información Geográfica, (3) y presentar flexibilidad a la hora de ser aplicado a otras variables socioeconómicas o desde entidades de agregación de diversa escala.

Tras su aplicación se ha conseguido obtener un mapa de población, por edificio, que cubre la totalidad del territorio de la CCAA de Canarias.

AGRADECIMIENTOS

Nicolás Ferrer Valero es beneficiario del programa de ayudas a la formación del personal investigador Catalina Ruiz de la Consejería de Economía, Conocimiento y Empleo del Gobierno de Canarias, así como del Fondo Social Europeo.

REFERENCIAS

- BRUEN M, DZAKPASU M. (2012). WARNDIS Project Final Report: A Review of Climate Change-related Hazards and Natural Disaster Vulnerabilities and of Agencies Involved in Warning and Disaster Management.
- MORA-GARCÍA, RT, MARTI-CIRIQUIAN, P. (2015). Desagregación poblacional a partir de datos catastrales. *Análisis espacial y representación geográfica: innovación y aplicación*, 305-314
- SALINAS JAG, FISCHER J, MONTES LMV. (2013). Metodología para la desagregación espacial de la información demográfica, en ámbitos urbanos, mediante la elaboración de unidades espaciales modificables. *Geofocus: Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, (13), 5.
- IHC (2014). Cambio climático en la costa española. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España.
- IPCC (2014). Synthesis Report. Contribution of working groups I, II and III to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change, 151(10.1017).
- LWIN, K., & MURAYAMA, Y. (2009). A GIS approach to estimation of building population for micro-spatial analysis. *Transactions in GIS*, 13(4), 401-414.

- MAANTAY, J. A., MAROKO, A. R., & HERRMANN, C. (2007). Mapping population distribution in the urban environment: The cadastral-based expert dasymetric system (CEDS). *Cartography and Geographic Information Science*, 34(2), 77-102.
- MEDINA, R., LOSADA, IJ., MÉNDEZ, FJ., OLABARRIETA, M., LISTE, M., MENÉNDEZ, M., LUCEÑO, A. (2004). Impacto en la costa española por efecto del cambio climático. Oficina Española de Cambio Climático–Dirección General de Costas (Ministerio de Medio Ambiente), 3.
- MENNIS, J. (2009). Dasymetric mapping for estimating population in small areas. *Geography Compass*, 3(2), 727-745.
- MORA-GARCÍA, RT., & MARTI-CIRIQUIAN, P. (2015). Desagregación poblacional a partir de datos catastrales. *Análisis espacial y representación geográfica: innovación y aplicación*, 305-314.
- SCHNEIDERBAUER S. Y EHRLICH D. (2004). Risk, Hazard and People's Vulnerability to Natural Hazards: A Review of Definitions, Concepts and Data. Luxembourg: Office for Official Publication of the European Communities.
- SUÁREZ VEGA, R., SANTOS PEÑATE, D. R., & DORTA GONZÁLEZ, P. (2008). Generación de un modelo superficial de la población de Gran Canaria. *Tecnologías de la Información Geográfica para el Desarrollo Territorial. Las Palmas de Gran Canaria: Servicio de Publicaciones y Difusión Científica de la ULPGC*, 183-193.
- VERA RODRÍGUEZ, J. M., & ALBARRACÍN CALDERÓN, A. P. (2017). Methodology for analysis of vulnerability for flood hazards, mass movements and watershed torrent flow. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 27(2), 109-136.
- VINER, D., EKSTROM, M., HULBERT, M., WARNER, N. K., WREFORD, A., & ZOMMERS, Z. (2020). Understanding the dynamic nature of risk in climate change assessments—A new starting point for discussion. *Atmospheric Science Letters*, 21(4), e958.

DESAFÍOS Y RIESGOS DEL PAISAJE ATERRAZADO EN UN CONTEXTO DE CAMBIO GLOBAL: GRAN CANARIA (CANARIAS) Y LA MARINA BAIXA (COMUNIDAD VALENCIANA), ESPAÑA

CHALLENGES AND RISKS OF THE TERRACED LANDSCAPES IN A CONTEXT OF GLOBAL CHANGE: GRAN CANARIA (CANARY ISLANDS) AND MARINA BAIXA (VALENCIAN COMMUNITY), SPAIN

Sabina asins-velis¹, Ascensión padilla blanco², Lidia romero martín³

1 Centro de Investigaciones sobre Desertificación (Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Universitat de València, Generalitat Valenciana), sabina.asins@uv.es,

código ORCID 0000-0001-5496-3943

2 Grupo de Investigación Medio, Sociedad y Paisaje. Instituto Interuniversitario de Geografía. Instituto Universitario Centro Iberoamericano de la Biodiversidad. Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física (Universidad de Alicante), ma.padilla@ua.es,

código ORCID 0000-0001-9420-9136

3 Grupo de Investigación Geografía Física y Medio Ambiente, Instituto de Oceanografía y Cambio Global (Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Islas Canarias), lidia.romero@ulpgc.es, código ORCID 0000-0003-0846-4806

Resumen

Las laderas agrícolas aterrazadas son objeto de estudio por parte de la Geografía desde hace décadas. Los trabajos se han centrado en la elaboración de catálogos de tipologías constructivas, la dinámica de colonización vegetal y la regulación de vertientes o, el más desarrollado, la caracterización y cuantificación de los procesos erosivos generados tras su abandono. La impronta que han dejado en el paisaje, así como el valor de su patrimonio cultural, son innegables; reconocido por la UNESCO en 2018 como Patrimonio Cultural Inmaterial de la Humanidad. La puesta en valor del paisaje aterrazado requiere una visión geográfica que tenga en cuenta la transformación del territorio; los muros de piedra seca, como patrimonio material inmueble; los saberes del oficio del picapedrero, como patrimonio inmaterial; y el modo de vida sustentado en el aprovechamiento de los recursos, incluso con escasa presencia de agua-suelo, como patrimonio cultural. En este trabajo se analiza la pérdida de superficie agrícola y sus consecuencias medioambientales en dos áreas españolas distanciadas en el espacio, pero con dinámicas similares. Esas estructuras y paisajes deben ser valorados en el proceso de adaptación a los escenarios de cambio climático, de riesgos naturales y del nuevo mapa agrícola y turístico, entre otros.

Palabras clave: Cambio global, abandono agrícola, paisaje aterrazado, riesgos naturales.

Abstract

Agricultural terraced slopes have been studied for decades by Geography. The investigations carried out include: catalogues of constructive typologies, vegetal colonization dynamics and slopes regulation or, the most developed, the characterization and quantification of the erosive processes generated after their abandonment. The imprint that these structures have left on the landscape, as well as the value of their cultural heritage, are undeniable. Elements and sets inscribed by UNESCO in 2018 as the Intangible Cultural Heritage of Humanity. The enhancement of the terraced landscape requires a geographical vision that takes into account the transformation of the territory; the dry stone walls, as material cultural heritage; the knowledge of stonecutters, as intangible heritage; and the creation of a way of life based on the use of natural resources, even with little presence of water and soil, as cultural heritage. In this paper, the loss of agricultural land use and its environmental consequences are analyzed in two Spanish areas with similar dynamics: Gran Canaria and Marina Baixa (Comunidad Valenciana). These structures and landscapes must be valued in the imminent process of adaptation to the new scenarios of climate change; natural risks; and a new agricultural and tourist map, among others.

Keywords: Global change, agricultural abandonment, terraced landscape, natural risks.

1. INTRODUCCIÓN

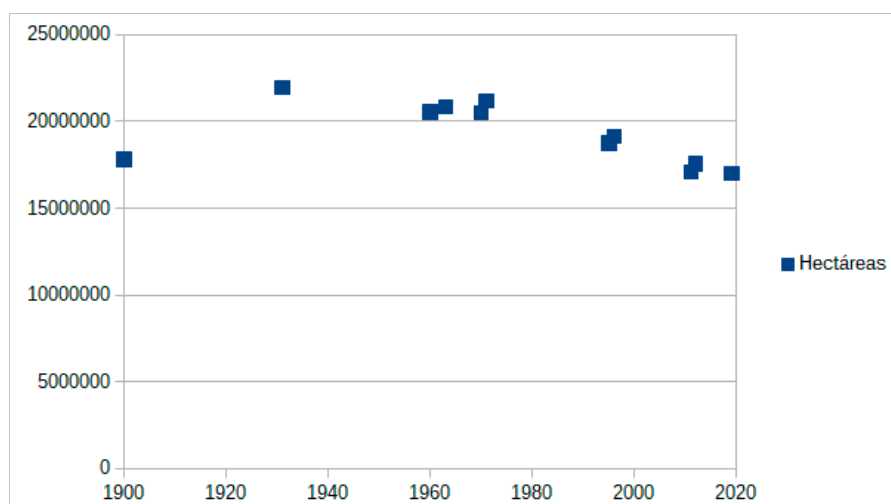
Los estudios para cuantificar el abandono o la pérdida de uso de suelo agrícola en España son muy complejos. Si bien en la página web del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación se dispone de información acerca de las producciones, recogida desde finales del siglo XIX (MAPA, 2019a), los boletines de estadística no especifican la extensión de todos los cultivos. Las dificultades de interpretación se aducen también para los primeros censos agrarios de España, realizados a partir de 1962 (Barciela *et al.*, 2005), a lo que se añade el que para obtener una serie larga se deban usar fuentes de datos elaboradas con diferente metodología.

Siendo conscientes de ello, los datos oficiales indican, *grosso modo*, que en España las tierras de cultivo ocupaban en el año 2020 unas 4 260 000 hectáreas menos que en 1971 (21 189 400 ha, Figura 1). Ello significa que en los últimos 50 años se ha abandonado (incluido el sellado por la construcción de edificios e infraestructuras) una extensión de suelo agrícola superior al 25 % del que se cultiva en la actualidad. Este proceso ya había comenzado en determinadas zonas peninsulares en las primeras décadas del siglo XX y se había intensificado especialmente entre los años 1950-1960, como, por ejemplo, en el Pirineo aragonés (García-Ruiz y Lasanta, 2018).

Recientemente, Lasanta *et al.* (2017) han realizado un análisis en profundidad del proceso de abandono agrícola en los países europeos, debido principalmente, en las áreas de montaña, a las restricciones biofísicas y las dificultades de mecanización, y a la despoblación rural. Los escenarios de futuro indican que esta tendencia continuará, aunque a un ritmo menor que en estas pasadas décadas (EC, 2019a, p. 4).

A día de hoy, los importantes desafíos y demandas que debe abordar el agro europeo y español comprenden aspectos socio-económicos, ambientales, culturales y políticos. Destacan los relacionados con: la necesidad de mejorar la cadena de valor alimentaria -la transparencia y medidas preventivas de mercado, las alteraciones de precios, los problemas con los cárteles de productores, costes de transporte, etc.-; la gestión de los riesgos; las discusiones en torno a la extensión de las Organizaciones de Productores e Interprofesionales a diferentes productos agrícolas y su expansión transnacional; la mejora de la calidad de los empleos y la atracción de nuevos agricultores; la necesidad de medidas fiscales que ayuden a estabilizar los ingresos; las apremiantes expectativas y demandas de los consumidores (salud, trazabilidad, medio ambiente, cambio climático, etc.); el exceso de burocracia para acceder a las ayudas de la Política Agrícola Común (PAC), y su cada vez menor presupuesto; y la escasa aportación pública a la investigación, innovación y desarrollo tecnológico, entre otros muchos (EC, 2017 y 2019a; García-Azcárate, 2018).

Figura 1. Extensión de las tierras de cultivo en España, por años y hectáreas.



Fuente: Años 1900 a 1996 de Barciela et al., 2005: 304-305; años 2009, 2011, 2012 y 2017 de MAPA, 2019b: 47; año 2020 de MAPA, 2020, p. 4. Elaboración propia.

Además de estas cuestiones que afectan a todo el agro en general, los campos que siguen en cultivo en las zonas de montaña, históricamente aterrazados, todavía deben hacer frente a más retos y desafíos, de importante calado y difícil solución; entre ellos: la mayor dificultad de mecanización y tecnificación de las explotaciones; las deficiencias en la accesibilidad, en las infraestructuras y la carencia de recursos humanos, que obstaculizan el establecimiento de pequeñas y medianas empresas agroalimentarias; la falta de estrategias para diversificar la economía; la lejanía de los centros económicos y culturales; el deficiente transporte público y de acceso a servicios básicos; la desigualdad de género; la soledad; la escasa colaboración urbano-rural; o las trabas a la implementación de mejoras en las tecnologías de informa-

ción y comunicación, como las redes de acceso de nueva generación, el tele-trabajo, e-comercio, canales de marketing digital, programas de educación a distancia, servicios de e-salud, etc. (EP, 2016). En resumen, los campos de cultivos en terrazas en las zonas de montaña españolas hacen suyos los problemas que dificultan la mejora de la calidad de vida en las áreas rurales.

Aún con estos datos de abandono, incluido el sellado de suelo agrícola por la construcción, la agricultura ocupa el 34 % del territorio español, cantidad que asciende a casi el 50 % si consideramos los prados y pastos (MAPA, 2020: 4). De esta extensión total, aproximadamente el 23 % de la Superficie Agraria Útil (SAU) se localiza en municipios de zonas de montaña; lo que hace de España el país de la Unión Europea con mayor SAU ubicada en “territorio de montaña” (MAPA, 2017: 21, 59).

En estos espacios montanos son numerosas las hectáreas de olivares, frutales, viñedos e incluso de hortalizas que se disponen en terrazas en el piedemonte y las laderas, y sus agricultores son, a la vez que productores, custodios activos de los recursos naturales, como se les reconoce en el Pacto Verde Europeo –*European Green Deal*– (CE, 2019). Rol de *custodes* que cumplirán incluso a pesar de la importante reducción de fondos destinados a la PAC, que recoge la propuesta de presupuesto de la Unión Europea 2021-2027 (EC, 20019b: 4), cuya aplicación se ha pospuesto provisionalmente hasta el 1 de enero de 2023 y mientras tanto está sujeta a un Reglamento de Transición para 2021-2022 (UE, 2020). No obstante esta reducción, el agro español se podrá acoger a los fondos que se re-direccionen al Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), del Mecanismo Europeo de Recuperación y Resiliencia, destinado a paliar los efectos de la Covid-19.

Así pues, en este contexto, ¿cuáles son los desafíos y riesgos que afronta el paisaje agrícola aterrazado?, ¿cuáles son las oportunidades de futuro para estos territorios? En este trabajo analizaremos, como caso de estudio, dos ejemplos significativos de Canarias (Gran Canaria) y la Comunidad Valenciana (La Vila Joiosa, Marina Baixa, Alicante). La extensión de estos dos territorios no es comparable, pero sí sus dinámicas. Por ello, en primer lugar, analizaremos las transformaciones producidas en Gran Canaria por el abandono o sellado de suelo agrícola, a escala insular, para, seguidamente, hacer un zoom y especificar la dimensión real de las implicaciones que esos cambios han producido a escala local (municipio de La Vila Joiosa).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Metodología y Fuentes de Información

La comunicación presenta los resultados del análisis comparativo de la evolución de coberturas y usos del suelo en dos ámbitos climáticos y geomorfológicos muy diferentes, pero en los que la puesta en cultivo de laderas con pendientes, que llegan a superar el 70 %, han configurado un paisaje agrícola aterrazado de elevado valor patrimonial.

Para abordar esta investigación es necesario partir de una cartografía del máximo de superficie agrícola aterrazada. En la actualidad, este tipo de documentación es inexistente tanto en Gran Canaria como en la Comunidad Valenciana. Por tanto,

se ha partido de la información parcial disponible en ambos espacios. Para el caso de Gran Canaria se ha utilizado la base de datos de la cartografía del potencial del medio natural de Gran Canaria (Sánchez *et al.*, 1995) y la obtenida del análisis espacial de la investigación de Romero-Martín *et al.* (en prensa). Con todo, la información territorial es de unidades de paisaje con una presencia de más del 20% de bancales, datado en 1987 y cotejado en algunos sectores con los fotogramas de 1951-1957.

La información de partida de la Comunidad Valenciana es más limitada, puesto que únicamente se dispone de una investigación en la que se calculó la superficie agrícola en activo de las laderas utilizando el umbral del 15% de pendiente, que es el que delimita las Zonas con Limitaciones Naturales (Asins-Velis *et al.*, 2016). Existen otros estudios que plantean la problemática en la digitalización de las áreas aterrazadas y muestran ejemplos puntuales, pero sobre fotografías tomadas directamente en el campo (Giménez-Font & Marco, 2017). Por tanto, teniendo en cuenta la escasez de información cartográfica del máximo agrícola, realizar la digitalización de la superficie aterrazada en ambas áreas de estudio se perfila como uno de los objetivos de un futuro proyecto, en el que se inserta esta comunicación.

Esta labor es claramente inasumible para la elaboración de la presente comunicación. Por este motivo, se ha considerado óptima la cartografía disponible de Gran Canaria para conocer la cobertura y uso actual de la superficie aterrazada conocida. Mientras que, para el caso de la Comunidad Valenciana, se ha reducido el área de estudio a la comarca de la Marina Baixa por la extensa superficie que fue transformada, y en concreto al municipio de La Vila Joiosa al ser abarcable su digitalización. Para ello, se ha vectorizado la capa ráster de la investigación de Asins *et al.* (2016) con el fin de completar, corregir o añadir las áreas con muretes de piedra seca, en cultivo o abandonados, observadas en la ortofotografía digital de 1956-1957, disponible en la Infraestructura Valenciana de Datos Espaciales (IDEV). El detalle de esta ortofoto es bastante aceptable puesto que ha sido elaborada a 50 cm de resolución a partir del escaneado del mencionado vuelo fotogramétrico. Ello ha permitido realizar una digitalización bastante precisa, descendiendo hasta a una escala de 1:2000.

La información vectorial de ambos espacios ha sido cruzada con el Sistema de Información de Ocupación del Suelo Español (SIOSE) del año 2011. La elección del uso de este año, y no de 2014, es la no disponibilidad en formato *shape* para Gran Canaria. De todos modos, lo más interesante sería una información sobre ocupación del suelo mucho más reciente. Por este motivo, la autoría se plantea realizar una fotointerpretación del PNOA 2020 en un futuro, en el que se determinen categorías de cobertura más ajustadas a los objetivos, ya que se han encontrado varias disparidades entre las establecidas por SIOSE y lo observado en campo. Previo al solapamiento de las capas vectoriales (*Union*), máximo agrícola aterrazado y SIOSE 2011, ha sido necesario aplicar el geoproceso *Join* para unir las tablas de *T_polígonos*, *T_valores* y *T_coberturas* del SIOSE. El número de polígonos resultantes del análisis espacial es tan amplio para Gran Canaria, mayor superficie territorial que La Vila Joiosa, que ha exigido el uso de SAGA, mientras que, para la otra área, mucho menor, se ha empleado QGIS.

La elevada fragmentación de coberturas del suelo en las zonas aterrazadas han dado como resultado unos mapas totalmente ilegibles y una base de datos de complicado análisis. Por este motivo, se han simplificado las categorías de las coberturas del SIOSE, tal y como se especifica en la Tabla 1.

Para establecer la denominación de las categorías simplificadas se han cotejado las coberturas y usos de las terrazas con el PNOA. En general, la relación es bastante obvia y sencilla salvo para “Lámina de agua artificial”, que se corresponde con campos cultivados, o “Zonas de extracción de áridos y vertidos”, que son únicamente áreas de extracción.

Tabla 1. Simplificación coberturas SIOSE 2011

T_COBERTURAS SIOSE	SIMPLIFICACIÓN
Acantilados marinos	Suelo desnudo
Afloramientos rocosos y roquedos	Suelo desnudo
Canchales	Suelo desnudo
Coníferas	Formaciones arbóreas
Cultivos herbáceos distintos del arroz	Agrícola
Edificación	Urbano, viales y dotación de servicios
Embalses	Embalses
Fronosas perennifolias	Formaciones arbóreas
Frutales cítricos	Agrícola
Frutales no cítricos	Agrícola
Lámina de agua artificial	Agrícola
Matorral	Formación arbustiva
Olivar	Agrícola
Otras construcciones	Urbano, viales y dotación de servicios
Pastizal	Formación herbácea
Suelos desnudo	Suelos desnudo
Suelo no edificado	Urbano, viales y dotación de servicios
Vial, aparcamiento o zona peatonal sin vegetación	Urbano, viales y dotación de servicios
Viñedo	Agrícola
Zona verde artificial y arbolado urbano	Urbano, viales y dotación de servicios
Zonas de extracción o vertidos	Extracción
Zonas quemadas	Zonas quemadas

Fuente: Elaboración propia

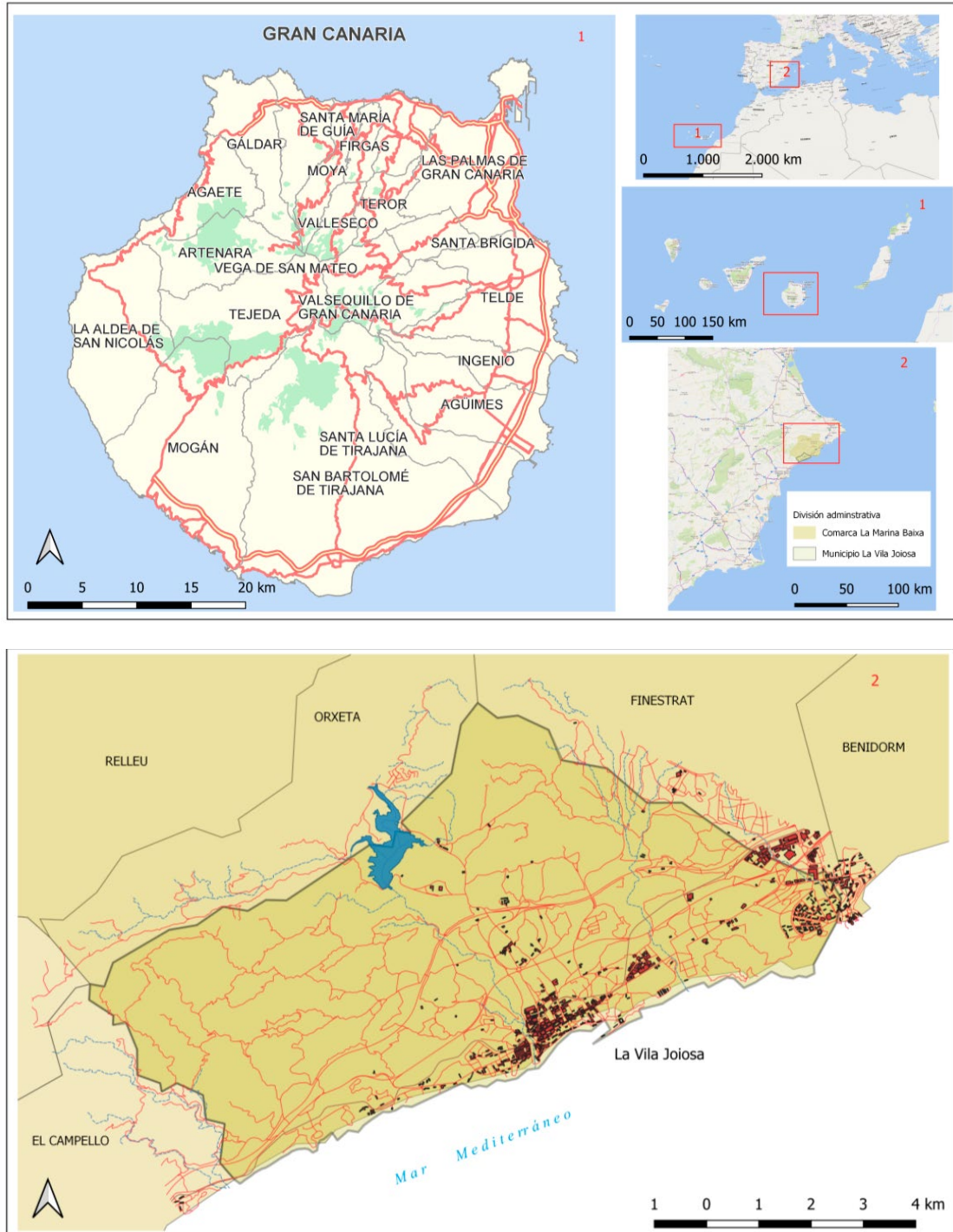
2.2. Descripción de las áreas de estudio

La isla de Gran Canaria es una de las ocho que conforman el archipiélago canario, localizado en el Atlántico medio (Figura 2). Se encuentra situada en el centro de esa alineación de islas, con disposición Este-Oeste. Es la tercera por tamaño (1560 Km²) y altitud (1949 m s. n. m. en el Pico de las Nieves). Es una isla volcánica en fase de madurez (con 14,5 Ma de antigüedad) y, junto al resto del archipiélago, se sitúa en la placa litosférica oceánica africana (Mangas, 2020). En ella se diferencian dos unida-

des geomorfológicas marcadas por la edad de los materiales geológicos y por el relieve resultante: la Neocanaria, en el norte y este, en la que predominan los materiales volcánicos recientes (entre 7,2 Ma de antigüedad hasta los 70 d. C.) y el relieve es alomado y la Paleocanaria, en el sur y oeste, donde afloran los materiales más antiguos (desde 14,5 a 7,2 Ma) y el relieve es muy abrupto, con barrancos muy encajados e interfluvios en cresta. En la actualidad presenta el aspecto de un edificio cupuliforme, con una planta casi circular de unos 45 Km de diámetro y desde su parte central se encaja una red radial de barrancos. En su litoral contrastan acantilados de gran verticalidad en la costa occidental con suaves plataformas y amplias playas en los sectores costeros oriental y meridional. El 63,4 % de su superficie se localiza en medianías, entre los 200 y 1000 m s. n. m. y el 33 % presenta pendientes superiores a los 12 ° (Santana y Villalba, 2008).

Por su ubicación subtropical, recibe la influencia termorreguladora de la corriente oceánica fría de Canarias y de los vientos alisios y el manto de estratocúmulos del anticiclón de las Azores. Existen dos sectores con características climáticas diferentes: la Alisiocanaria o barlovento fresco y húmedo y la Xerocanaria o sotavento, cálido y seco (Santana y Pérez-Chacón, 1991, Sánchez *et al.*, 1995). La temperatura media anual oscila entre los 20,9 °C en la costa norte y los 23,5 °C en la sur, y los 13,7 °C de la cumbre central insular. La precipitación media anual oscila entre los 111 mm/año en la costa norte y los más de 800 mm anuales en las medianías septentrionales, hasta los 80 mm en la costa sur de la isla.

Figura 2. Localización de las áreas de estudio



Fuente: Cartografía básica obtenida de la Infraestructura Espacial de Datos de Canarias y de la Comunidad Valenciana. Elaboración propia

En la historia de la construcción de los paisajes agrícolas de Gran Canaria se diferencian tres etapas de desigual duración e impronta económica y territorial (Santana,

2001; Romero-Martín, 2015): i) la época prehistórica (300 a. de C. - siglo XV) con una agricultura de cereales y una incipiente bancalización, en la que la población aborigen deja su legado de construcciones de piedra seca; ii) la aceleración de la bancalización (siglo XV - años 60 del siglo XX) para la producción de autocosumo y exportación de una amplia gama de productos (caña de azúcar, vid, papas, maíz, plátanos, tomates, etc.); iii) la de su marginalización, infra-utilización y, en el peor de los casos, su destrucción, por el nuevo modelo económico urbano-turístico (años 60 del siglo XX - presente). La construcción de los bancales del plátano supuso el máximo episodio de extensificación agrícola en el norte de la isla, con una fuerte capitalización que se refleja en la tipología de bancales resultante (muros altos, infraestructura hidráulica, sorribado de suelo vegetal, etc). La bancalización actual tiene un carácter residual, asociada a ayudas europeas al cultivo de la vid, construidos con maquinaria pesada y carentes de muros de piedra seca. Los bancales se extienden por toda la superficie de esta isla, de costa a cumbre, aunque predominan en las cotas baja (< 400 m s. n. m.) y en pendientes acusadas (>30 °). Ocupan mayor extensión en las cuencas de la vertiente norte, donde la abundancia de recursos hídricos y edáficos condicionó la mayor presencia humana. El abandono de la actividad agrícola, convertida en una actividad de ocio (agricultura de fin de semana), ha transformado los paisajes agrícolas de la isla en un mosaico de parcelas en las que conviven la matorralización y la artificialización de los bancales. Alrededor del 34,3% de la superficie de bancales forma parte de los espacios protegidos por sus valores culturales y paisajísticos (Romero *et al.*, en prensa). En la actualidad, sólo se cultiva el 18,6 % de la superficie insular, residen 851 231 habitantes (INE, 2019) y el número de turistas que visitaron la isla fue de 4 267 384 (FRONTUR, 2019).

La comarca de La Marina Baixa (Comunidad Valenciana), con 558 km² de superficie, se localiza en el sector noreste de la provincia de Alicante, en las estribaciones orientales del Prebético alicantino (Figura 2). Presenta un marcado carácter montañoso con valles angostos y laderas de acusadas pendientes. En esta comarca se localiza la mayor altitud de toda la provincia, 1 558 m, en la Serra d'Aitana. La complejidad geomorfoestructural, debida a la intrusión de material triásico con yesos del Keüper (Sector de Finestrat y Altea) y calizas jurásicas (Puig Campana y Ponoig) que perforan la cobertera cretácica (Marco, 1990), ha generado un paisaje montañoso agreste que contrasta con un litoral del que no dista más de 12 km. Este gran contraste origina una importante gradación climática desde la costa hacia el interior de la comarca, tanto en registros térmicos como pluviométricos; sin olvidar episodios de lluvias de elevada intensidad horaria que pueden afectar por igual a todo el territorio. Así, La Vila Joiosa tiene una temperatura y precipitación media anual de 17-18°C y 340 mm anuales; mientras que en Confrides es de 12-13°C y 500 mm (Pérez Cueva, 1994). Estos condicionantes topográficos y climáticos motivaron el que los agricultores implementaran la técnica del aterrazamiento para ubicar sus campos de cultivo. Los bancales mejoraban la retención de la humedad en el suelo, evitaban la pérdida del mismo por erosión, y ampliaban la superficie de cultivo limitada por las condiciones del relieve.

Giménez Font (2018) expone que en esta zona el proceso histórico de construcción de los bancales se aceleró con las roturaciones de los siglos XVIII-XIX, al amparo del crecimiento demográfico, la abolición del régimen señorial y la venta de tierra favorecida por las Desamortizaciones. En algunos de sus parajes, los muros de piedra

seca se construyeron incluso en pendientes superiores al 70 % entre los 825 y 950 m s. n. m., en una fiebre roturadora que se incrementó a finales del siglo XIX por la extensión de la filoxera en los viñedos franceses. Pero fue justo esa misma plaga, cuando infectó las vides de La Marina Baixa, la que condujo a la emigración de los jóvenes en busca de oportunidades. Y con ello, a partir de 1920, el inicio del abandono y el cambio en el paisaje agrícola.

Un cambio que será mucho más acusado a partir de los años 60 del siglo XX, debido a la incorporación de un nuevo modelo económico: el del turismo masivo de sol y playa, y la construcción de segundas residencias, que no han dejado de aumentar con los años. En 2019, utilizaron el aeropuerto de Alicante-Elche más de 15 000 000 de pasajeros (Aena, 2019), que se distribuyen por las instalaciones hoteleras y apartamentos construidos a pie de playa y en las laderas de las montañas. Hasta el punto de que las segundas residencias representan en la Marina Baixa el 30,4 % del total de viviendas familiares, cantidad muy superior a la Comunidad Valenciana (20,8 %) y a España (14,6 %) (GV, 2021a, INE, 2011).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Gran Canaria

En Gran Canaria, en 1990, los bancales se extendían por 50 876,95 ha, que supone el 32,6 % de la superficie insular (Tabla 2 y Figuras 3 y 4). Sobre esa amplia superficie se aprecia que casi una cuarta parte de la misma (22,04 %) se ha artificializado, por el sellado del suelo agrícola con edificaciones, viales e infraestructuras varias. Ese proceso es muy acusado en el sector noreste, siguiendo el trazado de las principales vías de comunicación que, partiendo de la capital insular (Las Palmas de Gran Canaria), conectan con el extremo norte y el sureste, por la costa y hacia el interior de la isla, por la carretera del centro que conduce a la cumbre de la isla.

La extensión de la cobertura arbustiva en los bancales es también muy significativa (20,4 %) y se concentra en los valles más profusamente abancalados de la vertiente noreste (Cuencas de Teror, Guinguada y Telde), donde resulta un característico paisaje en mosaico en el que coexisten coberturas urbanas, con agrícola en producción y arbustivas. La superficie abancalada que permanece en producción supone apenas el 16,3% de la misma, siendo los cultivos herbáceos (huertas y papas) los más importantes. Un 17% de la superficie abancalada de la isla presenta su superficie sin apenas vegetación. Se trata de sectores agrícolas marginales sometidos a importantes procesos de erosión, con muy poco suelo y a condiciones climáticas de extrema aridez. Tal es el caso de los bancales de los valles de Tasarte y Tasartico.

La superficie de bancales que muestra señales evidentes de haberse quemado es de alrededor de 7086,85 ha, lo que representa el 12,9 % de la superficie abancalada de la isla. Se trata de la huella que dejó el gran incendio de Gran Canaria de agosto de 2007, que afectó a 18 672,9 ha de las cuencas de La Aldea, Arguineguín, Ayagaures y San Bartolomé de Tirajana. Afectó a una gran extensión de la isla, siendo el 97,3 % de superficie arbolada, con pino canario, a espacios con altos valores naturales (in-

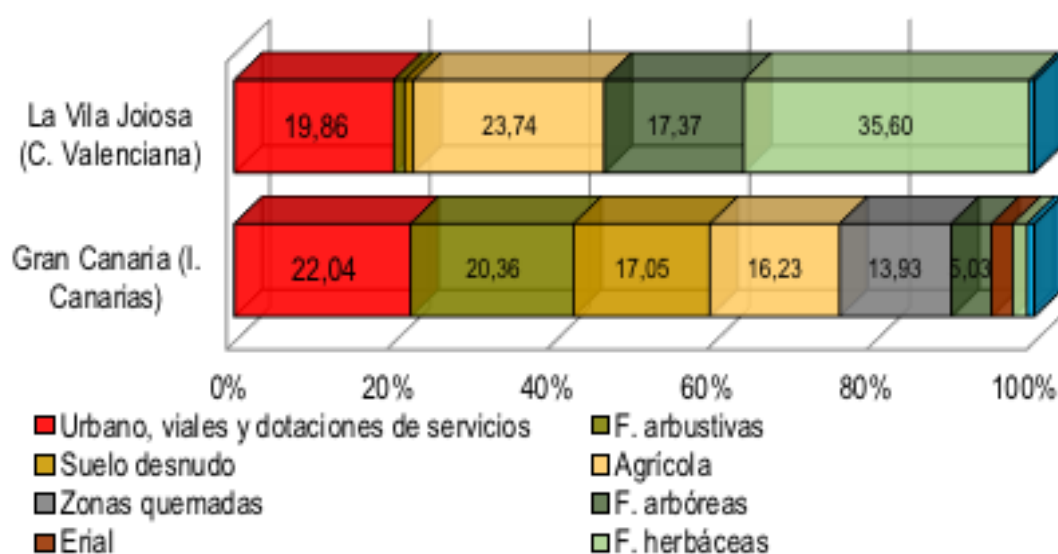
cluidos en la Red Natura 2000), y a ejemplares de la avifauna en peligro de extinción, como el pinzón azul. La superficie arbórea en la isla apenas cubre el 5% de los bancales, al igual que los eriales, herbáceas y embalse, que también suponen el 5% de la superficie de los bancales.

Tabla 2. Coberturas y usos del suelo en bancales (Gran Canaria y La Vila Joiosa, 2011)

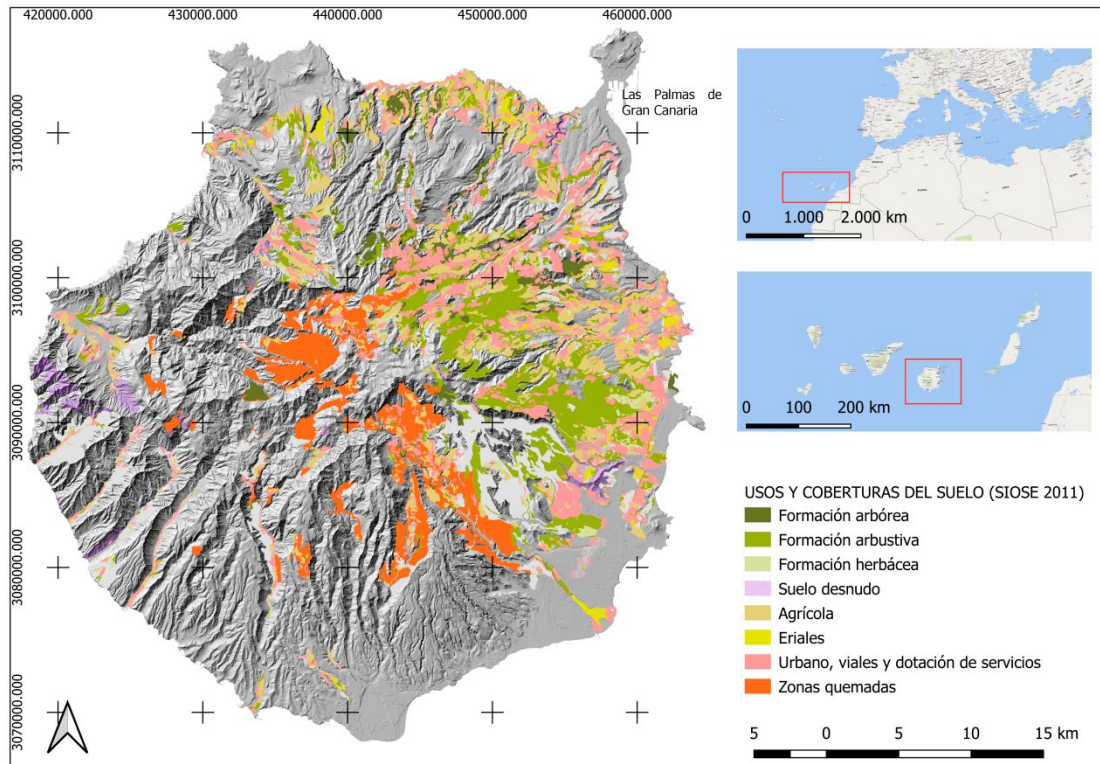
COBERTURAS Y USOS DEL SUELO	Gran Canaria		La Vila Joiosa	
	Superficie (ha)	Superficie (%)	Superficie (ha)	Superficie (%)
Formaciones arbóreas	2559,78	5,03	563,28	17,37
Formaciones arbustivas	10 361,09	20,36	43,39	1,34
Formaciones herbáceas	921,33	1,81	1154,87	35,61
Suelo desnudo	8674,22	17,05	35,17	1,08
Agrícola	8258,36	16,23	770,03	23,74
Erial	1350,46	2,65	644,05	19,86
Urbano, viales y dotaciones de servicios	11 214,43	22,04	14,14	0,44
Embalses	450,43	0,89	18,34	0,57
Zonas quemadas	7086,85	13,93	0	0
TOTAL	50 876,95	100	3 243,27	100

Fuente: Superficie de bancales identificada en 1990, en Romero-Martin *et al.* (en prensa) (a partir de Sánchez *et al.*, 1995). Infraestructura de Datos Espacial de Canarias. Ortofotografía digital 1956-1957 (IDEV). SIOSE 2011. Elaboración propia.

Figura 3. Coberturas y usos del suelo en bancales (Gran Canaria y La Vila Joiosa, 2011)



Fuente: SIOSE 2011. Infraestructura de Datos Espacial de C. Valenciana y de Canarias. Elaboración propia.

Figura 4. Coberturas y usos del suelo en bancales (Gran Canaria, 2011)

Fuente: Romero-Martin *et al.* (en prensa). SIOSE 2011. Infraestructura de Datos Espacial de Canarias.

Elaboración propia.

3.2. La Vila Joiosa (Marina Baixa)

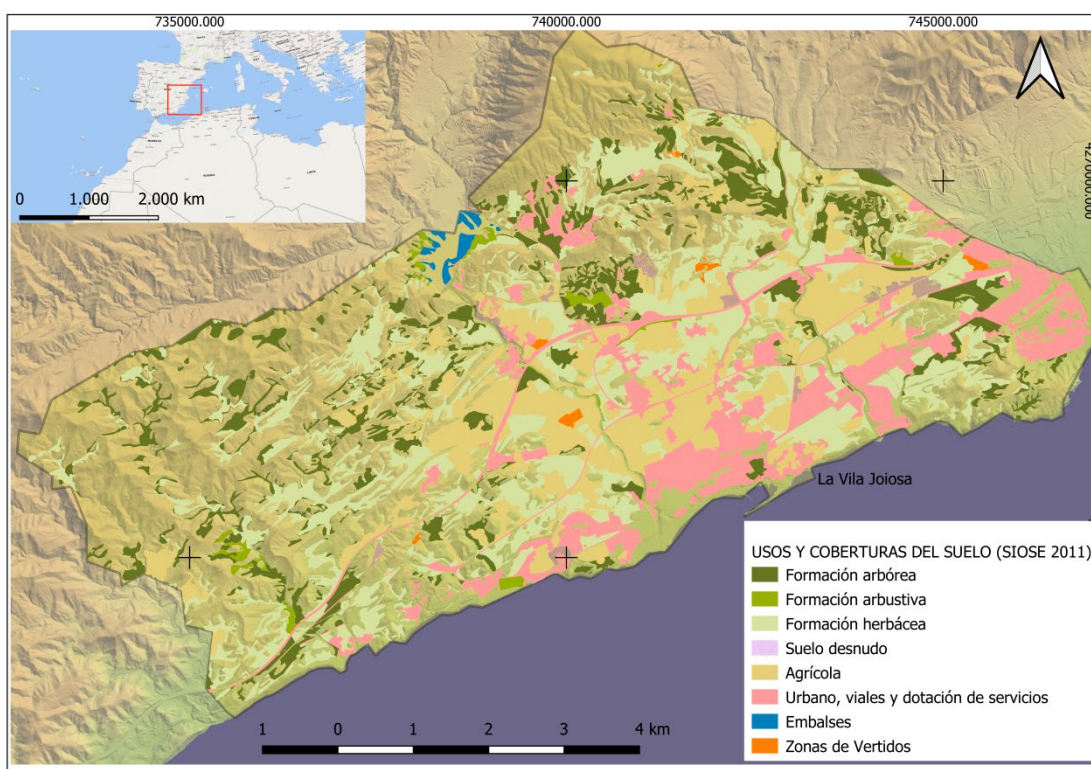
La digitalización de la superficie agrícola abancalada del municipio de La Vila Joiosa (5925 ha), realizada a partir de la ortofotografía digital de 1956-1957, nos aporta un total de 3243,27 ha de máximo agrícola aterrazado, es decir el 54,73 % del término municipal (Tabla 2, Figuras 3 y 5). Es posible, incluso, que este dato sea ligeramente superior, debido a los procesos de regularización de las vertientes tras el abandono agrícola en las laderas de mayor pendiente que, en la fecha del vuelo, habrían podido borrar cualquier vestigio de la transformación agraria. De la superficie de terrazas digitalizada, solo 770 ha (23,74%) se mantenían en cultivo en 2011, lo que pone de manifiesto el elevado abandono agrícola o cambio de uso del suelo de las áreas aterrazadas en este municipio. Si consultamos la ortofoto más reciente, PNOA 2020, observamos que varios de esos bancales están también ya abandonados o sellados por edificaciones; lo que se sustenta por el dato de extensión del espacio cultivado en 2019, referido tanto a cultivos abancalados en laderas como sin bancales en zonas llanas, que es de escasamente 495 ha (GV, 2021b), únicamente un 8,35 % de la extensión del término municipal.

La pendiente es el factor clave para comprender el abandono agrícola y la distribución de los cambios de usos en estas áreas aterrazadas. Respecto al primer aspecto, común a otros territorios, se abandonaron en primer lugar las terrazas localizadas

en laderas de mayor inclinación, que determinaron la construcción de bancales de menor tamaño, en los que solo cabía un árbol y que, por tanto, impedían la entrada de maquinaria y eran poco rentables. Estas zonas se corresponden con los sectores más montañosos del municipio (Figura 5) en las que el paso del tiempo ha permitido el desarrollo de una cobertura arbustiva y arbórea, siguiendo una dinámica similar a la analizada en otros territorios de la provincia de Alicante (Padilla Blanco, 1997). Por contra, las superficies categorizadas como “formaciones herbáceas” nos indican, por lo general, un abandono más reciente y pendientes menos acusadas. El segundo aspecto mencionado se observa claramente en la Figura 5, ya que las zonas definidas como “Urbano, viales y dotaciones de servicios”, al igual que las “Agrícolas” se localizan, fundamentalmente, en las zonas más llanas.

La Vila Joiosa no ha sido ajena al desarrollo turístico y de infraestructuras viarias de todo el litoral valenciano; de ahí que no extrañe que casi el 20 % de la superficie aterrazada haya sido transformada en este uso del suelo.

Figura 5. Coberturas y usos del suelo en bancales (La Vila Joiosa, 2011)



Fuente: Asins-Velis *et al.* (2016). Ortofotografía digital 1956-1957 (IDEV). SIOSE 2011. Elaboración propia.

Al realizar un análisis comparativo de las coberturas del suelo sobre áreas abandonadas, en ambas zonas de estudio, se comprueba que el proceso más significativo es la artificialización de los bancales, lo que supone la pérdida irreversible de suelo agrícola, de los servicios ecosistémicos, de aprovisionamiento, de regulación hídrica de los bancales en vertientes y cauces y las consecuentes avenidas fluviales, así como la importante pérdida de paisaje cultural, y, por tanto, de patrimonio. Particularmente,

en los bancales de la isla de Gran Canaria, la matorralización que sucede al abandono agrícola, junto a la ausencia generalizada de gestión forestal, el aumento de las temperaturas extremas unido a la sequía y la pérdida de recursos hídricos en las medianías y cumbres, ha contribuido al incremento de la peligrosidad de los incendios en las últimas décadas. Ese problema es especialmente alarmante cuando se trata de fuegos de interfaz, como los sucedidos en agosto de 2019 que afectaron a las áreas declaradas Patrimonio de la Humanidad.

4. CONCLUSIONES

Las dinámicas territoriales que tienen lugar en estos dos espacios desde mitad del siglo pasado son muy similares, pese a las diferencias climáticas, litológicas, edáficas y topográficas. La escasa rentabilidad de la producción agrícola en laderas aterrazadas, con elevadas pendientes o con unas potencialidades muy escasas, son determinantes para el cese de esta actividad. La consecuencia es la recuperación de la cubierta vegetal o la intervención con repoblaciones forestales, en la mayoría de los casos para evitar los procesos erosivos. La falta de medios, personal o recursos para gestionar estas superficies vegetales potencia la probabilidad de difusión de incendios forestales. Por otra parte, en las zonas próximas a la costa las áreas agrícolas abancaladas dejan paso al desarrollo urbanístico con la presencia de una edificación dispersa y de baja densidad. En definitiva, se pierde un mosaico paisajístico de gran valor natural y cultural, se reduce la biodiversidad, se incrementa la fragmentación de hábitats, y se produce el sellado del suelo agrícola. A lo que se suma el mayor consumo de agua y de generación de residuos urbanos, y un incremento del riesgo de incendios forestales (en zonas en las que las viviendas se insertan entre la masa arbórea y arbustiva), con grave peligro para las personas.

Tras el confinamiento por la pandemia COVID-19 se ha revalorizado la vida rural y la producción agrícola de proximidad. Quizás es momento de plantearse la recuperación de aquellas terrazas con mayor facilidad para el laboreo, y de obtener varios beneficios: conservar el patrimonio cultural que representan los muretes de piedra seca, recuperar el paisaje en mosaico y la biodiversidad, potenciar la economía local y mitigar la expansión de los incendios forestales al actuar como cortafuegos naturales.

REFERENCIAS

- AENA (2019). Tráfico de pasajeros, operaciones y carga en los aeropuertos españoles. Datos definitivos 2019. https://wwwssl.aena.es/csee/ccurl/174/519/00.Definitivo_2019.pdf
- ASINS-VELIS, S., ARNAU-ROSALÉN, E., ROMERO-GONZÁLEZ, J. & CALVO-CASES, A. (2016). Analysis of the consequences of the European Union criteria on slope gradient for the delimitation of “Areas Facing Natural Constraints” with agricultural terraces. *Annales, Series Historia et Sociologia*, 26, 433-448.
- BARCIELA, C., GIRÁLDEZ, J., GRUPO DE ESTUDIOS DE HISTORIA RURAL & LÓPEZ, I. (2005). Sector Agrario y Pesca. En Carreras, A. & Tafunell, X. (Coords.), *Estadísticas históricas de España, siglos XIX-XX*. Bilbao: Fundación BBVA.

- CE-COMISIÓN EUROPEA (2019). *El Pacto Verde Europeo*. COM(2019) 640 final. Bruselas, 11.12.2019.
- EC-EUROPEAN COMMISSION (2017). Commission Communication. *The Future of Food and Farming*. COM(2017) 713 final. Brussels, 29.11.2017.
- EC-EUROPEAN COMMISSION (2019A). *EU agricultural outlook for markets and income, 2019-2030*. Brussels: DG Agriculture and Rural Development.
- EC-EUROPEAN COMMISSION (2019B). *Time to Decide on the Union's Financial Framework for 2021-2027*. COM(2019) 456 final. Brussels, 9.10.2019.
- EP-EUROPEAN PARLIAMENT (2016). *Research for Regi Committee - Cohesion in Mountainous Regions of the EU, Study*. Directorate-General for Internal Policies.
- FRONTUR (2019). Instituto Nacional de Estadística. Estadística de movimientos turísticos en frontera, FRONTUR.
- GARCÍA AZCÁRATE, T. (2018). *Research for AGRI Committee - The sectoral approach in the CAP beyond 2020 and possible options to improve the EU food value chain*. Brussels: European Parliament.
- GARCÍA RUIZ, J. M. & LASANTA, T. (2018). El Pirineo Aragonés como paisaje cultural, *Pirineos*, 173, e038. <https://doi.org/10.3989/pirineos.2018.173005>.
- GIMÉNEZ-FONT, P. & MARCO MOLINA, J.A. (2017). La dinámica del paisaje en la Serra d'Aitana (Alicant, España): síntesis de transformaciones históricas en una montaña mediterránea (1600-2010). *Estudios Geográficos*, 282, 105-133.
- GIMÉNEZ FONT, P. (2018). El paisaje de terrazas de La Marina valenciana. En Molinero, F. *et al.*, (Coords.), *Paisajes patrimoniales de España*. MAPA. Ministerio para la Transición Ecológica, pp, 510-527.
- GV-GENERALITAT VALENCIANA (2021A). Comarques/Dades Estadístiques/Vivenda. Obtenido de [HTTP://WWW.ARGOS.GVA.ES/BDMUN/PLS/ARGOS_MUN/DMEDB_UTIL.INDEXV](http://www.argos.gva.es/bdmun/pls/argos_mun/dmedb_util.indexv)
- GV-GENERALITAT VALENCIANA (2021B). Superficie cultivada por municipios. Obtenido de [HTTPS://AGROAMBIENT.GVA.ES/ES/ESTADISTQUES-AGRICOLES](https://agroambient.gva.es/es/estadistiques-agricoles)
- INE-INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA (2011). Censo de Población y Viviendas. Obtenido de <https://www.ine.es/>
- LASANTA, T., ARNÁEZ, J., PASCUAL, N. RUIZ-FLAÑO, P., ERREA, M. P. & LANA-RENAULT, N. (2017). Space-time process and drivers of land abandonment in Europe. *Catena*, 149, 810-823.
- MANGAS VIÑUELA, J. (2020). Génesis y evolución geológica de Gran Canaria: un buen ejemplo de la geodiversidad de una isla volcánica intraplaca oceánica. En Afonso-Carrillo, J. (Ed.), *Gran Canaria: las huellas del tiempo*, pp. 61-113. Actas XV Semana Científica Telesforo Bravo. Instituto de Estudios Hispánicos de Canarias. Puerto de la Cruz. 196 pp.
- MAPA-MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN (2017). *Las producciones alimentarias de montaña en España*. Madrid: Subdirección de Calidad Diferenciada y Agricultura Ecológica.
- MAPA-MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN (2019A). *Anuario de Estadística Agraria*. Obtenido de: [<HTTPS://WWW.MAPA.GOB.ES/APP/BIBLIOTECA/ARTICULOS/REV_NUMERO.ASP?CODREVIS-TA=AEA&PAGE=8>](https://www.mapa.gob.es/app/biblioteca/articulos/rev_numero.asp?codrevis-ta=AEA&page=8)
- MAPA-MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN (2019B). *Anuario de Estadística, Avance 2018*, Subsecretaría de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. Obtenido de: [<HTTPS://WWW.MAPA.GOB.ES/ESTADISTICA/PAGS/ANUARIO/2018/ANUARIO/AE18.PDF>](https://www.mapa.gob.es/estadistica/pags/anuario/2018/anuario/ae18.pdf)
- MAPA-MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN (2020). *Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos, 2020*, Subsecretaría de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- MARCO MOLINA, J.A. (1990). *Aitana. Análisis geomorfoestructural*. Universidad de Alicante, Instituto Universitario de Geografía / Instituto de Cultura Juan Gil-Albert, Alicante.

- PADILLA BLANCO, A. (1997). *Colonización vegetal en campos de cultivo abandonados de la provincia de Alicante*. Alicante: Universidad de Alicante.
- PÉREZ CUEVA, A.J. (COORD.) (1994). *Atlas climàtic de la Comunitat Valenciana*. València: Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports, Col.lecció Territori 4.
- ROMERO MARTÍN, L.E. (2015). Consecuencias geomorfológicas del abandono agrícola en la cuenca del Guinguada (Gran Canaria, Islas Canarias): aplicación a la conservación del patrimonio de banales. Tesis Doctoral dirigida por la Dra. E. Pérez-Chacón, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Repositorio AccedaCRIS <<https://accedacris.ulpgc.es/handle/10553/13010>>
- ROMERO-MARTÍN, L.E., MARRERO-RODRÍGUEZ, N., GARCÍA-ROMERO, L., SANTANA-SANTANA, S., PÉREZ-CHACÓN ESPINO, E. & FERNÁNDEZ-CABRERA, E. (EN PRENSA). Characterizing the terraced landscapes of the island of Gran Canaria (Canary Islands, Spain). *Journal ITLA*.
- SANTANA SANTANA, A. & PÉREZ-CHACÓN ESPINO, E. (1991). *Sociedad y medio: aproximación a las formas históricas de uso del territorio en Gran Canaria*. VIII Coloquio de Historia Canario-Americana (1988), 1, pp. 485-506.
- SANTANA, A. (2001). *Evolución del paisaje de Gran Canaria (siglos XV - XIX)*. Las Palmas de Gran Canaria: Ediciones del Cabildo de Gran Canaria.
- SANTANA, A. & VILLALBA, E. (2008). *Atlas Anroart de Canarias*. Anroart Ediciones.
- SÁNCHEZ, J., RÍOS, C., PÉREZ-CHACÓN, E. & SUÁREZ, C. (1995). *Cartografía del potencial del medio natural de Gran Canaria*. Ed. Cabildo Insular de Gran Canaria, Gran Canaria, 165 p.
- UE-UNIÓN EUROPEA (2020). Reglamento (UE) 2020/2220 del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de diciembre de 2020 por el que se establecen determinadas disposiciones transitorias para la ayuda del FEADER y del FEAGA en los años 2021 y 2022.

LA DIVERSIDAD DEL GÉNERO ROSA L. EN LAS VÍAS PECUARIAS Y CAMINOS RURALES DE LA RAMPA MERIDIONAL DEL SISTEMA CENTRAL. ANÁLISIS DE CASOS.

THE DIVERSITY OF THE GENUS ROSA L. IN THE CATTLE TRACKS AND RURAL ROADS OF THE SOUTHERN RAMP OF THE CENTRAL SYSTEM. ANALYSIS OF CASES.

Pedro Molina Holgado¹

¹ Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid, pedro.molina@uam.es, ORCID ID: 0000-0001-6129-5648

Fernando Allende Álvarez²

² Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid, fernando.allende@uam.es, ORCID ID: 0000-0002-9941-8022

Alfredo Ortega Morejón, alfredo.ortega@estudiante.uam.es, ORCID ID: 0000-0002-3998-4145

Nieves López Estébanez, nieves.lopez@uam.es, ORCID ID: 0000-0002-4556-0314

Miguel del Corro Toro³

³ Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid, midelcorro@yahoo.es

Resumen

Las vías pecuarias y caminos rurales son elementos clave en términos de conectividad e infraestructura verde, especialmente en actual escenario de crisis climática. Poseen además un valor intrínseco elevado para un buen número de especies de flora. Dentro de este grupo se encuentran muchos arbustos espinosos que forman auténticas orlas lineales, adosadas a los muros de piedra seca que las delimitan, o masas de estructura abierta desarrolladas en el interior de estas vías. En particular, albergan un número elevado de taxones del género *Rosa* L., elementos poco estudiados a pesar de su gran significación paisajística y valor para la biodiversidad. En este trabajo analizamos la distribución, riqueza, abundancia y diversidad de una muestra de 640 rosas localizadas en 7,38 km vías pecuarias y caminos rurales situados en el sector central del piedemonte meridional de la rampa del Sistema Central en Madrid. Pretendemos aportar datos concretos que, junto con otros relativos a la fauna y flora de estos enclaves, pongan de manifiesto el importante valor de vías y caminos rurales para la conservación de la biodiversidad. Queremos, en suma, reflexionar sobre la importancia de estos corredores vinculados a pretéritas economías ganaderas, paso imprescindible para su adecuada gestión local y regional.

Palabras clave: género *Rosa* L., vías pecuarias, caminos rurales, biodiversidad, infraestructura verde, conectividad

Abstract

Cattle tracks and rural roads are key elements in terms of connectivity and green infrastructure, especially in the current climate crisis scenario. They also have a high intrinsic value for a good number of flora species. Within this group there are many thorny bushes that form authentic linear borders, attached to the dry stone walls that delimit them, or masses of open structure developed inside these roads. In particular, they harbor a high number of taxa of the genus *Rosa* L., elements that have been little studied despite their great landscape significance and value for biodiversity. In this work we analyze the distribution, richness, abundance and diversity of a sample of 640 roses located in 7.38 km of cattle tracks and rural roads located in the central sector of the southern foothills of the Central System ramp in Madrid. We intend to provide concrete data that, together with others related to the fauna and flora of these enclaves, highlight the important value of rural roads and paths for the conservation of biodiversity. In short, we want to reflect on the importance of these corridors linked to past livestock economies, an essential step for their proper local and regional management.

Keywords: *genus Rosa* L., cattle tracks, rural roads, biodiversity, green infrastructure, connectivity

1. INTRODUCCIÓN

El género *Rosa* L. se distribuye por la mayor parte de las zonas templadas del hemisferio norte y cuenta en Europa con alrededor de 45 especies (Kurttó *et al.*, 2004; Mabberley, 1998). En la península ibérica, Silvestre & Montserrat (1998) señalan la presencia de 19 especies, incluyendo los complejos grupos de *Rosa dumalis* Bescht y *Rosa canina* L. En este último se reconocen 7 microespecies, entre ellas *Rosa corymbifera* Borkh y *Rosa squarrosa* (A. Rau) Boreau, los elementos más frecuentes en el área de estudio. Los autores anteriores citan además 60 híbridos y buen número de variedades. En Madrid, López (2007) indica la presencia de 13 especies aunque Grijalbo (2021) señala para la región 18, considerando además de las mencionadas por el anterior autor, *Rosa coriifolia* Fr., *Rosa dumalis* Bescht., *Rosa obtusifolia* Desv., *Rosa ostensa* Gren. y *Rosa pimpinellifolia* L. Hace referencia además a la ausencia de citas recientes de *Rosa deseglisei* Boreau, especie también citada en Madrid por López (*op. cit.*).

Las especies del género *Rosa* L. son los elementos esenciales de los espinares-rosaledas de la rampa de la Sierra de Guadarrama, el ámbito morfoestructural en el que se sitúa el área de estudio. Estos elementos arbustivos y arborescentes forman auténticas orlas espinosas, a veces monogénicas, aunque con más frecuencia en mezcla con diversas rosáceas (*Crateagus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Rubus ulmifolius*) y otras especies de diferentes familias (Ruiz de la Torre, 2006). En el área de estudio ocasionalmente aparecen en mezcla con *Cornus sanguinea*, *Cytisus scoparius*, *Euonymus europaeus*, *Genista cinerascens*, *Jasminum fruticans*, *Ligustrum vulgare* o *Rhamnus cathartica*.

Con frecuencia, estos espinares son los matorrales de sustitución de bosques complejos, zonales o azonales, presididos por *Quercus faginea* subsp. *faginea*, *Quercus pyrenaica* o *Fraxinus angustifolia* (Grijalbo, 2010; Izco, 1984), alcanzando densidades muy elevadas en los fondos de valle, donde pueden llegar a formar matorrales auténticamen-

te impenetrables. Además, aunque de manera fragmentaria, a menudo se estructuran como arbustados densos en las márgenes de los muros que delimitan campos cercados, caminos rurales y vías pecuarias, tramas y estructuras viarias muy comunes en el Sierra de Guadarrama y en las rampas de sus dos vertientes. En estos casos, los espinares-rosaledas pueden aparecer como el único estrato leñoso existente o bien formando el nivel inferior de doseles arbolados habitualmente dominados por *Fraxinus angustifolia* y *Quercus pyrenaica* y, en menor medida *Q. faginea* subsp. *faginea* o *Q. ilex* subsp. *ballota*.

La presencia de orlas espinosas en vías pecuarias y caminos rurales es, precisamente, una de las características más destacables de la vegetación de estos enclaves, ámbitos cuyo valor ecológico ha sido puesto de manifiesto en numerosos trabajos (Díaz Pineda, 2003; Gómez Sal, 2003; Manzano et al., 2019; Merino & Allier, 2004; Merino et al., 2004, Merino & Millán, 2010). El interés de las vías se debe a su papel básico en el mantenimiento de la conectividad, por tratarse de elementos lineales del paisaje que permiten la conexión entre hábitats (Anderson & Danielson, 1997; Valladares et al., 2017), pero también es atribuible a sus valores intrínsecos, por ser auténticos reservorios de biodiversidad (Molina Holgado et al., 2019).

Los espinares del género *Rosa* L. desempeñan un importante papel en este sentido. Generan espacios que, por *facilitación*, crean condiciones adecuadas para el asentamiento de otras especies de flora, son lugar de refugio para un buen número de vertebrados e invertebrados y ofrecen un recurso trófico básico para *dispersantes* y *predadores de frutos*, principalmente aves (Guitián et al., 2000). En este sentido, se ha podido comprobar la importancia de las vías pecuarias de la zona de estudio, especialmente durante el paso migratorio postnupcial y la invernada, para un buen número de aves (Molina et al., op. cit.), entre otras *Sylvia atricapilla*, *Sylvia communis*, *Saxicola rubetra* o *Carduelis chloris*, frugívoros puros o facultativos (Snow & Perrins, 1998).

Las especies del género *Rosa* L son sin duda elementos muy frecuentes en diversos hábitats, entre otros vías pecuarias y caminos rurales. Son especies valiosas, desempeñan importantes funciones ecológicas de diversa naturaleza y contribuyen a crear las condiciones necesarias para la progresión de comunidades más complejas. Sin embargo, el número de estudios dedicados a este grupo es en general escaso y no se conoce con precisión ni su distribución en la región ni características detalladas de su ecología. Con esta comunicación se quiere contribuir al conocimiento de este grupo en general y al conocimiento de sus características y distribución en vías pecuarias y caminos rurales en particular. Consideramos que es de especial interés y relevancia ya que vías y caminos son suelos públicos, reconocidos como “auténticos corredores ecológicos” en la *Exposición de Motivos de la Ley 3/1995, de 23 de marzo, de vías pecuarias* (BOE núm. 71, de 24 de marzo de 1995) y en el *Preámbulo de la Ley 42/2007, de Conservación del Patrimonio Natural y la Biodiversidad* (BOE núm. 299, de 14 de diciembre de 2007).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Localización y características básicas del área de estudio

Las vías pecuarias analizadas (Tabla 1) se sitúan en el término municipal de Soto del Real (Madrid). Todas están vinculadas a la macla de caminos asociados a la Cañada

Real Segoviana, que enlaza tras más de 500 km de recorrido las montañas del norte de Castilla en Burgos y Soria con los invernaderos del sur de Extremadura (Bacaicoa & Elías, 1996). La anchura de las vías y caminos es variable, oscilando entre un máximo de 128,95 m en el descansadero de la Colada de Guadalix (b) y un mínimo de 6,69 m en esta misma vía. La longitud de los tramos estudiados también varía considerablemente, siendo la vía más larga la Colada del Camino de La Carrascosilla (3.000 m) y la de longitud más reducida el Camino del Pino (360 m). La existencia de vallas de piedra seca en sus márgenes es un rasgo común a todas ellas, si bien, como sucede en algunos tramos de la Colada de La Carrascosilla, estos muros han sido sustituidos por banales cercas de alambre de doble torsión.

La temperatura media registrada en la cercana estación Presa de Santillana (cód. 3189) alcanza los 13,7^o C, siendo la precipitación media anual de 695 mm (AEMET, 2011).

Prácticamente todas las vías se localizan en la depresión de Santillana, salvo la colada de Guadalix, que se sitúa en otra unidad morfoestructural, el bloque de Hormigales, un semihorst elevado sobre la citada fosa. La Colada del Camino de la Carrascosilla, también situada en otro ámbito, se eleva paulatinamente en dirección norte-sur sobre los bloques que articulan el contacto del Cerro de San Pedro (1425 m) con la depresión de Santillana.

Los materiales dominantes (IGME, 1998) son bloques, cantos y arenas, integrados en extensos conos de deyección cuaternarios, depositados por el arroyo Mediano. Estos materiales, sobre los que se desarrollan suelos frescos y profundos, constituyen lo esencial del sustrato en la Cañada Real Segoviana, Camino del Soto y Camino del Pino. La Colada del Mediano está situada sobre este mismo cono aunque en este caso se encuentra cubierto por materiales holocenos de fondo de valle (arenas limos y gravas). El Camino de la Colada de la Carrascosilla y la Colada de Guadalix (b) discurren en gran medida sobre materiales prehercánicos (ortoneises glandulares), mientras que la Colada de Guadalix (a) es el único enclave de sustrato básico analizado (dolomías, margas y areniscas con cemento calcáreo del Cretácico superior).

Salvo la Colada del Camino de la Carrascosilla, situada en un ámbito dominado por extensos vallicares de *Agrostis castellana* y majadales de *Poa bulbosa* localizados en el seno de los anteriores, todas las vías y caminos tratados se sitúan en un paisaje de campos cercados. Estos, además de mantener lindes con doseles arbóreos o arbustivo-arborescentes, cuentan a veces con fragmentos más o menos extensos de fresnedas de *Fraxinus angustifolia* y melojares de *Quercus pyrenaica* y, ocasionalmente, carrascales de *Quercus ilex* subsp. *ballota*.

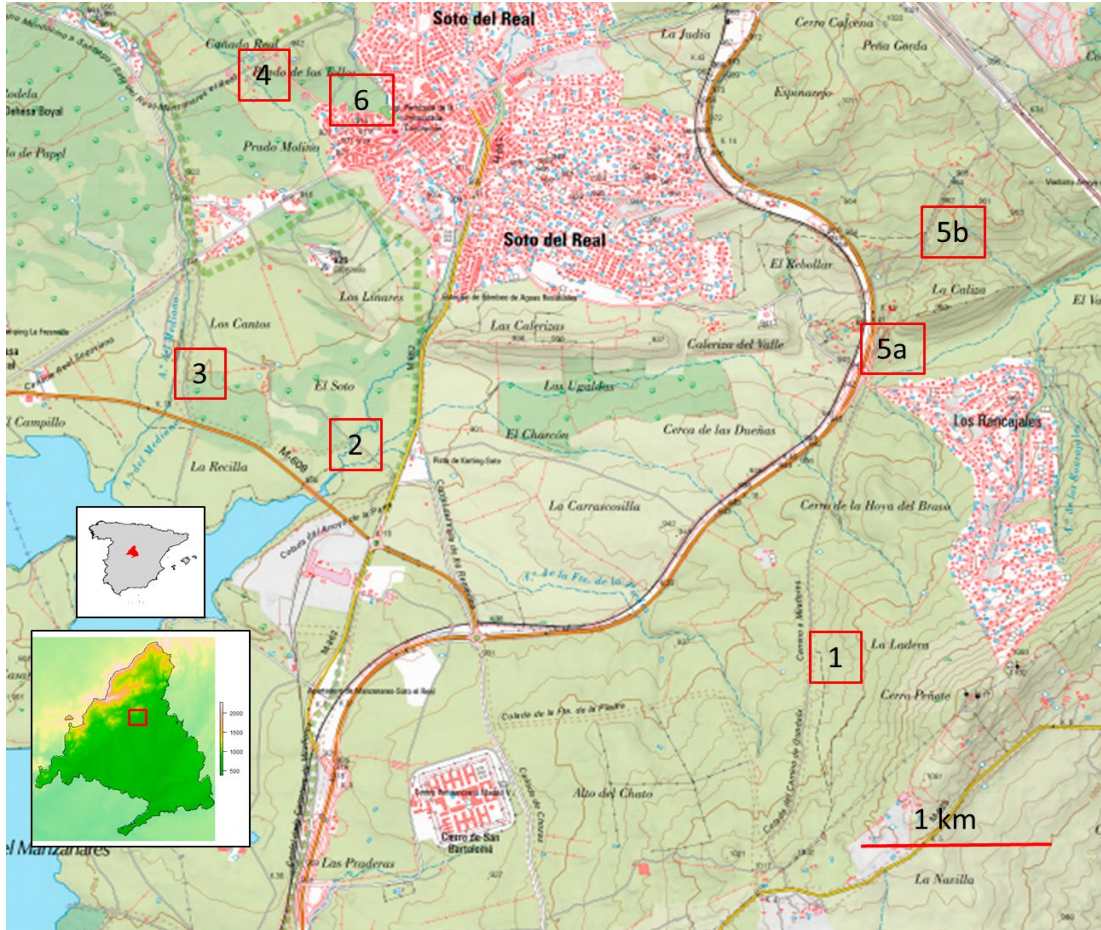
Tabla 1. Características básicas de las zonas de análisis

Vía/Camino	UTM 1km ² 30TVL	L (m)	S (ha)	Amm (m)	Cmm (m)	D m/km	Litología	Vegetación de contexto
1. Colada Carrascosilla	3507 3508 3509 3610	3.000	5,69	8,20 28,94	950 1027	25,67	materiales prehercénicos (ortoneises glandulares) y holocenos de fondo de valle	V, M, F
2. Camino El Soto	3209 3309	1.250	2,96	19,56 27,68	897 900	2,40	bloques, cantos y arenas (Conos de deyección cuaternarios)	F, Me
3. Colada Mediano	3210	930	3,96	54,68 60,14	899 906	1,77	Materiales holocenos de fondo de valle	S, F
4. Cañada Real Segoviana	3211 3212 3312	550	4,46	50,16 79,33	933 936	5,45	bloques, cantos y arenas (Conos de deyección cuaternarios)	F
5. Colada de Guadalix (A)	3610	540	0,64	10,09 25,57	920 930	18,52	dolomías, margas y areniscas con cemento calcáreo (Cretácico superior)	Q, Mc
5. Colada de Guadalix (B)	3611	750	1,17	6,69 128,95	930 962	42,67	materiales prehercénicos (ortoneises glandulares)	F, V
6. Camino del Pino	3312	360	0,29	7,03 12,13	932 936	11,11	bloques, cantos y arenas (conos de deyección cuaternarios)	F, Me
Totales		7.380	19,17					

(L) Longitud. (S) Superficie. (Amm) Anchura mínima y máxima en m. (Cmm) Cotas mínima y máxima. (F) Fresnedas de *Fraxinus angustifolia*, a veces con *Quercus pyrenaica*. (M) Majadales de *Poa bulbosa*. (Mc) Matorrales y herbazales calcícolas. (Me) Melojares de *Quercus pyrenaica*. (Q) Quejigares de *Quercus faginea*. (S) Saucedas de *Salix salviifolia* y *S. atrocinerea* con *Fraxinus angustifolia* y *Populus nigra*. (V) Vallicares de *Agrostis castellana*.

Fuente: datos propios. Elaboración propia.

Figura 1. Localización de las zonas de estudio.



1. Colada del Camino de La Carrascosilla. 2. Camino de El Soto. 3. Colada del arroyo Mediano. 4. Cañada Real Segoviana. 5a. Colada de Guadalix tramo a. 5b. Colada de Guadalix tramo b. 6. Camino del Pino.

Fuente: base cartográfica <https://www.cnig.es/buscarArtsMenu?categoria=MTN25-Mapa-Topogr%C3%A1fico-Nacional-1:25.000>. Elaboración propia

2.2. Determinación de especies, obtención de la información y tratamiento de los datos

La determinación de especies sigue lo indicado en la clave de Grijalbo (2019), basada en Silvestre & Montserrat (1998) pero específica para la región de Madrid. Los datos básicos utilizados para la realización de este trabajo han sido tomados en campo en cada una de las zonas de estudio. Se ha realizado un cómputo global de la abundancia (nº de individuos) por especie en cada vía o camino, considerando todas las especies presentes dentro de las vallas que las delimitan. La densidad, expresada como número de individuos por hectárea (*ind/ha*), considera toda la superficie de las vías o caminos situada dentro de las vallas que las separan de las propiedades colindantes.

La comparación entre los valores de densidad (*ind/ha*) se ha realizado utilizando el Test de Kruskal-Wallis (*k*). El análisis de la similitud entre unidades a partir de

los datos de densidad se ha representado de manera gráfica utilizando un sistema de clasificación clúster UPGMA (*unweighted pair group method with arithmetic mean*). Los dendrogramas generados utilizan el método del “vecino más cercano”, la distancia euclídea cuadrada como métrica y sólo un conglomerado.

Para la realización de las pruebas anteriores y el tratamiento de los datos se han utilizado los programas Statgraphics Centurion 18 © y Microsoft Excel 2016 ©.

Figura 2. Principales taxones del género *Rosa* L. identificados en el área de estudio.



De arriba a abajo y de izquierda a derecha. Primera fila: hojas de *Rosa agrestis* (izquierda) y *Rosa micrantha* (derecha).

Segunda fila: hojas y corimbo de *Rosa corymbifera*. Tercera fila: hojas e inflorescencia de *Rosa pouzinii*. Cuarta fila: inflorescencia de *Rosa canina* (izquierda) y *Rosa squarrosa* (derecha).

Fuente: todas las imágenes de los autores. Elaboración propia.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la zona de estudio se han identificado seis especies de rosas, tres de ellas [*Rosa canina* L., *Rosa squarrosa* (A. Rau) Boreau, *Rosa corymbifera* Borkh] integradas en el complejo *Rosa canina* L. Esto supone que en el área de estudio están presente el 46,1% de las especies del género presentes en Madrid, de acuerdo López (op. cit.). Los elementos presentes, su distribución (global, ibérica y en la región de Madrid), de acuerdo con *Flora iberica* (Montserrat & Navarro, 1998), Grijalbo (2019), Valdés, Talavera & Fernández-Galiano (1987) y Bolòs & Vigo (1984), son los siguientes:

Rosa canina L. Lateeuropea. Presente en toda la península ibérica. En Madrid aparece en la mayor parte del territorio salvo en el sector centro meridional.

Rosa squarrosa (A. Rau) Boreau. (Lateeuropea). Toda la península ibérica. Se distribuye en Madrid preferentemente por la sierra, puntos dispersos de la rampa, valle del río Guadarrama y sureste.

Rosa corymbifera Borkh. (Lateeuropea) Toda la península ibérica. Distribución madrileña principalmente occidental, también con presencia en la zona centro.

Rosa pouzinii Tratt. Latemediterránea-Submediterránea. Toda la península ibérica. Presente principalmente en el oeste de la región de Madrid, valle del Tajo y en áreas menores del este de la región.

Rosa agrestis Savi. Latesubmediterránea. Amplia distribución ibérica, falta en parte del sur y noroeste peninsular. En Madrid ocupa principalmente las áreas básicas del noreste de la región en Torrelaguna-Soto del Real, zonas más frescas del sureste y áreas dispersas en el sector central del valle del Jarama, valle del Guadarrama y extremo suroeste.

Rosa micrantha Borrer ex Sm. Europea. Amplia distribución ibérica, falta en parte del sur y del noroeste peninsular. En Madrid es frecuente en la mayor parte del territorio, aunque falta en amplias zonas del centro.

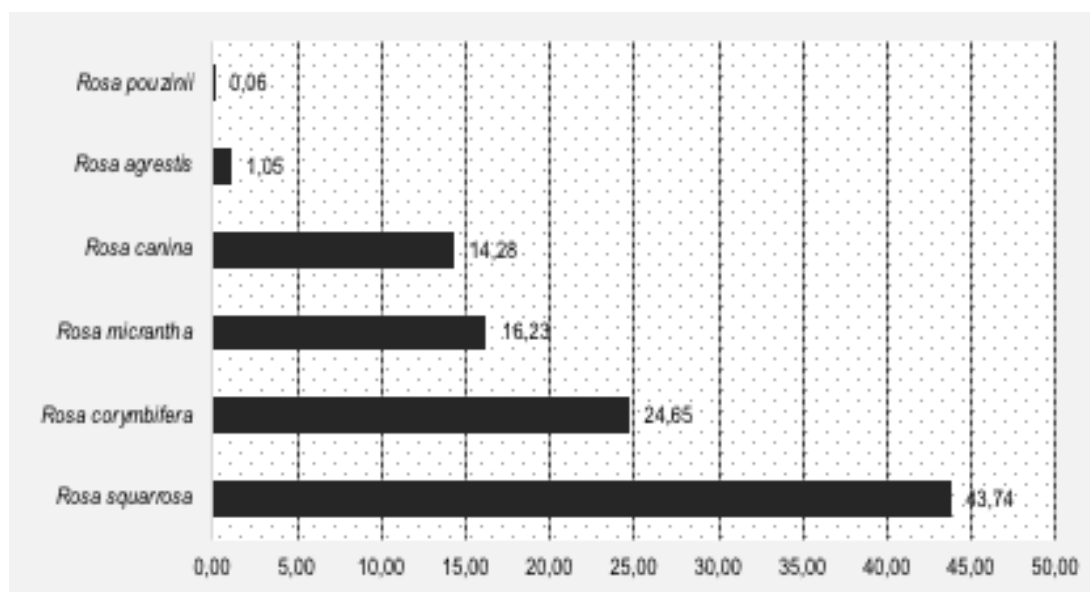
Existen diferencias estadísticamente significativas en la distribución global de las especies observadas ($k=26,5165$; $p<0,005$; $n=7$), no apreciándose relación entre el tamaño de las superficies muestreada y la densidad global ($rs=-0,6672$; $p>0,05$; $n=7$), a pesar de las apreciables diferencias existentes en la extensión de cada ámbito de análisis ($3,19\pm 1,94$; CV%61), aunque ésta no es significativa. La densidad total registró un valor de 42,67 ind/ha, con una fuerte variabilidad (Sd 20,52; CV%48,1) (Tabla 2), destacando por su abundancia y densidad *Rosa squarrosa*, que representó un 43,74% del total, seguida de *Rosa corymbifera* (26,65%) y *Rosa micrantha* (16,23%) (Figura 3).

Es sorprendente la bajísima densidad de *Rosa pouzinii*, uno de los elementos más frecuentes en amplios sectores del borde meridional de la rampa del Sistema Central en general y de la Sierra de Guadarrama en particular, presente además en la mayor parte de las zonas medias de la región de Madrid. A diferencia de lo que sucede en el área de estudio, donde los valores globales de densidad son inferiores al 0,1% del total (<1 ind/ha), la densidad de esta especie en zonas próximas es muy elevada. En el término municipal de Torrelodones, un ámbito equiparable en términos paisajísticos pero ligeramente más seco y cálido (Molina, 2019), la densidad de esta especie registró un valor medio de 6,36 ind/ha, con máximos de hasta 19,64 ind/ha, si bien con gran variabilidad ($p<0,05$; $n=11$).

Es posible que la temperatura y las precipitaciones sean los factores limitantes para la presencia de *Rosa pouzinii* en el área de estudio. Según datos del *Atlas climático ibérico* (AEMET, op. cit.), en la Presa de Santillana (cód. 3189), estación muy cercana al área de estudio, se registra una temperatura media anual de 13,7° C y una precipitación media anual de 695 mm frente a los 498,7 mm de la estación de Torreldones (cód. 3272). Esta estación carece de información termométrica pero los registros de la cercana estación de Majadahonda (cód. 31930) se sitúan en 13,9°C (temperatura media anual). La zona de estudio en conjunto es más fresca y húmeda que otros sectores de la rampa meridional, factor que debe de favorecer a *Rosa squarrosa* en detrimento de *Rosa pouzinii*, especie que parece preferir zonas más cálidas y secas, como indica Lopez (2001).

La baja densidad de *Rosa agrestis* (1,05%), la segunda especie más escasa, parece más lógica: es un elemento frecuente sobre suelos básicos, los cuales representan sólo el 0,9% de la superficie prospectada, y rara aunque no ausente sobre suelos silíceos.

Figura 3. Densidad media global de las especies del género *Rosa* L. (n° individuos/ha)



Fuente: Datos propios. Elaboración propia.

Tabla 2. Valores de densidad media (n° individuos/ha) de las especies del Género *Rosa* L. en la zona de estudio

Localidad	<i>Ragr.</i>	<i>Rcan.</i>	<i>Rcory.</i>	<i>Rmicr.</i>	<i>Rpzni.</i>	<i>Rsqua.</i>	TOTAL
1. Colada del camino de la Carrascosilla	0,00	0,00	3,51	2,99	0,18	7,56	14,24
2. Camino El Soto	0,00	9,80	4,05	0,00	0,00	13,85	27,70
3. Colada del arroyo Mediano	0,00	6,06	28,79	1,52	0,00	28,54	64,90
4. Cañada Real Segoviana	0,00	0,22	1,57	4,71	0,00	15,92	22,42
5. Colada de Guadalix (A)	3,13	1,56	12,50	18,75	0,00	21,88	57,81
6. Colada de Guadalix (B)	0,00	0,85	9,40	20,51	0,00	22,22	52,99
7. Camino del Pino	0,00	24,14	13,79	0,00	0,00	20,69	58,62
<i>Media</i>	0,45	6,09	10,52	6,92	0,03	18,66	42,67
<i>Distribución porcentual</i>	<i>1,05</i>	<i>14,28</i>	<i>24,65</i>	<i>16,23</i>	<i>0,06</i>	<i>43,74</i>	<i>100,00</i>

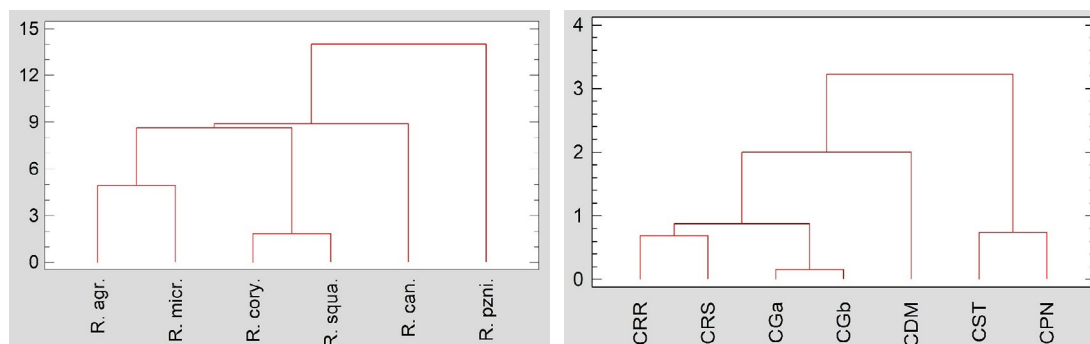
Ragr (*Rosa agrestis*), *Rcan* (*Rosa canina*), *Rcory* (*Rosa corymbifera*), *Rmicr* (*Rosa micrantha*), *Rpzni* (*Rosa pouzini*), *Rsqua* (*Rosa squarrosa*)

Fuente: Datos propios. Elaboración propia.

Rosa squarrosa y *Rosa corymbifera*, se asocian claramente como puede observarse en el dendrograma de la Figura 4. Estas dos rosas son los elementos dominantes en el área de estudio, representando el 68,39% del total ($n=640$). La dominancia de *Rosa squarrosa*, el elemento más frecuente del complejo grupo *canina* (Montserrat, Gómez, Fernández & Bernal, 2014), posiblemente se deba a su amplia valencia ecológica, indiferencia a la naturaleza del sustrato (Arnaiz, 1979a) y relativa plasticidad en lo que a balances termoplumiométricos se refiere. *Rosa corymbifera* es el elemento más característico de las rosaedas–espinares del *Rubus ulmifolii*–*Rosetum corymbiferae* Rivas Martínez & Arnaiz in Arnaiz 1979. En particular de la subasociación típica (*rosetosum corymbiferae*) que representa la primera etapa de sustitución de las fresnedas supra-mediterráneas con robles melojos *Quercus-Fraxinetum angustifoliae* (Arnáiz, 1979b, op. cit.). Precisamente, y en mayor o menor medida, todas las zonas analizadas se encuentran en el dominio de este tipo de fresnedas.

En la Figura 4 se puede apreciar además la clara asociación existente entre *Rosa micrantha* y *Rosa agrestis*. Este grupo, junto con el que forman *Rosa corymbifera* y *Rosa squarrosa* se integran en un nodo mayor vinculado a *Rosa canina* mientras que *Rosa pouzini* se localiza en otro nodo diferente. *Rosa micrantha* y *Rosa agrestis* son elementos frecuentes en la orla espinosa de los quejigares basófilos de *Quercus faginea* subsp. *faginea* (*Rosetum micrantho-agrestis* Rivas Martínez & Arnaiz in Arnaiz 1979), precisamente el ámbito de aparición de *Rosa agrestis* en el área de estudio. La primera especie es frecuente además sobre sustratos silíceos en el dominio de encinares carpetanos, melojares y en menor medida fresnedas.

Figura 4. Distancia entre especies y localidades



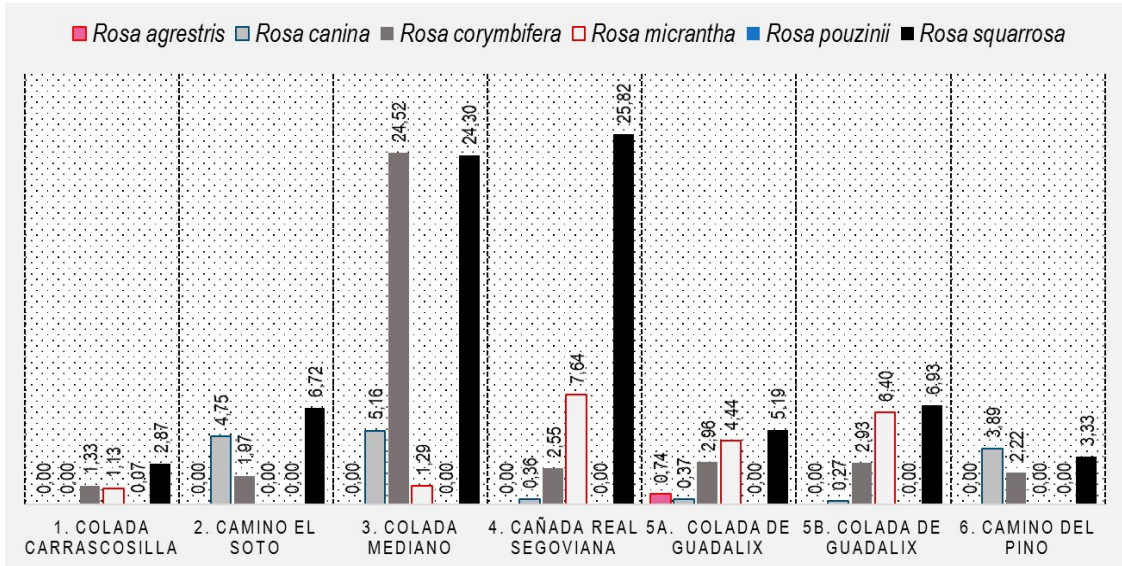
Abreviaturas dendrograma izquierda (especies): Ragr (*Rosa agrestis*), Rcan (*Rosa canina*), Rcory (*Rosa corymbifera*), Rmicr (*Rosa micrantha*), Rpzni (*Rosa pouzini*), Rsqua (*Rosa squarrosa*). Abreviaturas dendrograma derecha (localidades): CCR (Colada del Camino de La Carrascosilla), CST (Camino del Soto), CMD (Colada del arroyo Mediano), CRS (Cañada Real Segoviana), CGa (Colada de Guadalix se la Sierra, tramo a), CGb (Colada de Guadalix de la Sierra, tramo b), CPN (Camino del Pino)

Fuente: Datos propios. Elaboración propia.

El análisis por localidades no muestra diferencias estadísticamente significativas entre la composición de los espinares de las 7 zonas analizadas ($k= 2,40364$; $p>0,05$; $n=7$). Esto es debido, posiblemente, a que todos las vías pecuarias y caminos rurales estudiados se sitúan mayoritariamente en el dominio de fresnedas o fresnedas-melajares supramediterráneos de fondo de valle.

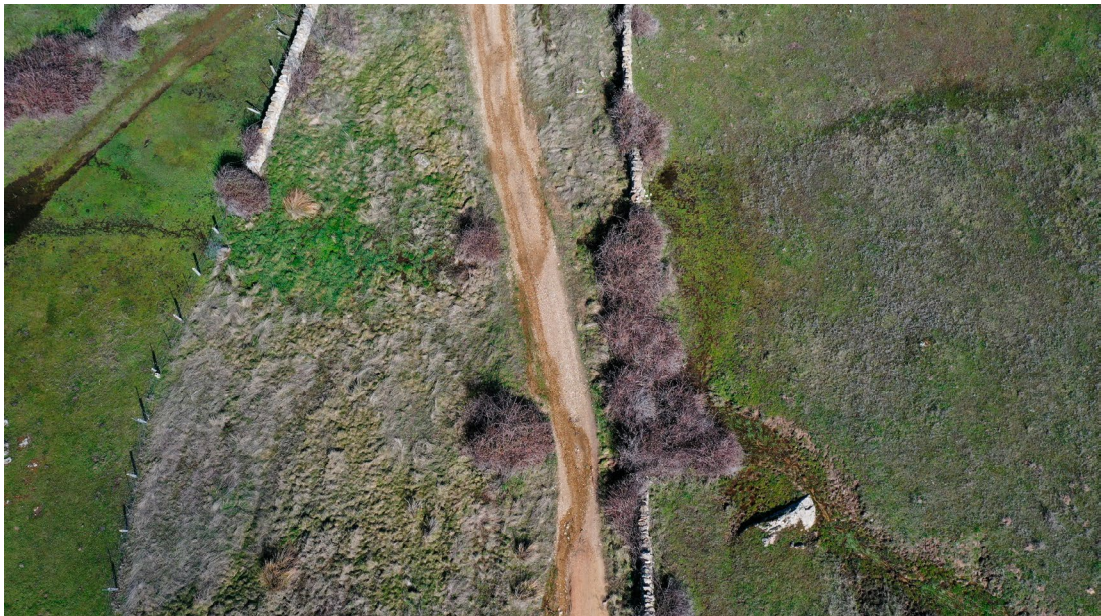
No obstante, a pesar de la proximidad de todas las localidades, como puede apreciarse en la Figura 4 y en la Figura 5, existen varias asociaciones claras. Por una parte, los ámbitos Colada de Guadalix tramos a y b (abundancia de *Rosa micrantha* y presencia destacada de *Rosa agrestis*), y Colada del Camino de la Carrascosilla-Cañada Real Segoviana (dominancia de *Rosa squarrosa*, *Rosa corymbifera* y *Rosa micrantha*). A este nodo se asocia de manera independiente la Colada del Mediano (muy elevada densidad de *Rosa corymbifera*), diferenciada de los anteriores por situarse en el dominio de fresnedas-melajares y saucedas de *Salix atrocinera* y *Salix salviifolia*, un ámbito de fondo de valle muy adecuado para esta especie de rosa. En un nodo aparte se sitúan las rosaledas del Camino del Soto y el Camino de los Pinos (dominancia de *Rosa corymbifera* y *Rosa canina* con *Rosa squarrosa*), también localizados en el seno de fresnedas o fresnedas-melajares desarrolladas en un paisaje de campos cercados. En este caso, es determinante la presencia de *Rosa canina*, cuya aparición parece asociarse a la existencia de enclaves menos húmedos y elevados respecto al fondo de valle.

Figura 5. Densidad (n° individuos/ha) de las especies del Género *Rosa* L. en la zona de estudio



Fuente: Datos propios. Elaboración propia.

Figura 6. Vista cenital de la Colada del Camino de la Carrascosilla.



Nótese el desarrollo de los espinares discontinuos de *Rosa* sp. con *Rubus ulmifolius* y otros elementos en las márgenes de los muros de piedra seca.

Fuente: imagen de los autores. Elaboración propia.

4. CONCLUSIÓN

Los espinares-rosaledas dominados por especies del género *Rosa* L. son arbustedos de amplia distribución en el dominio de las fresnedas y fresnedas-melojares situados en la vertiente meridional de la rampa de la Sierra de Guadarrama. Además, con frecuencia, forman alineaciones adosadas a los muros de piedra seca de caminos rurales y vías pecuarias, el ámbito objeto de este trabajo. En la zona de análisis, *Rosa corymbifera* Borkh y *Rosa squarrosa* (A. Rau) Boreau son los elementos dominantes, no observándose diferencias apreciables entre las localidades analizadas, aunque sí diversos grados de afinidad en función de la dominancia de unas u otras especies. En general, se observa una relación positiva entre la abundancia de estos elementos y la azonalidad propia de las posiciones de fondo de valle.

El conocimiento de la composición y la dinámica básica de estos espinares lineares asociados a los muros de vías y caminos es una aportación al conocimiento de la biodiversidad local y regional. Este trabajo aporta datos concretos sobre la presencia, localización, densidad y relaciones interespecíficas de los distintos elementos del género *Rosa* L. que se desarrollan en el seno de estos espacios de estructura lineal y continua. Contribuye así al mejor entendimiento de su dinámica básica, que puede y debería ser observada en intervenciones destinadas a la recuperación de los setos de estos ámbitos, de reconocido valor ecopaisajístico. Precisamente por su valor, es necesario proteger de manera efectiva estos espacios y desarrollar intervenciones de recuperación o restauración en las vías y caminos degradados, dado el carácter de suelo público de estos ámbitos y su gran interés en términos de biodiversidad, tanto por su importante función como corredores ambientales como por su valor intrínseco.

5. BIBLIOGRAFÍA

- AEMET (2011). *Atlas Climático Ibérico. Temperatura del aire y precipitación (1971-2000)*. Madrid: Agencia Estatal de Meteorología. Retrieved from <https://www.aemet.es/documentos/es/conocermas/publicaciones/Atlas-climatologico/Atlas.pdf>
- ANDERSON, G.S. & DANIELSON, B.J. (1997). The effects of landscape composition and physiognomy on metapopulation size: the role of corridors. *Landscape Ecology*, 12, 261-271. DOI: 10.1023/A:1007933623979
- ARNÁIZ, C. (1979A). *Sistemática y ecología de las especies del género Rosa L. presentes en la provincia de Madrid y comarcas limítrofes*. Retrieved from <https://eprints.ucm.es/id/eprint/52096/1/5306074423.pdf>
- ARNÁIZ, C. (1979B). Ecología y Fitosociología de los zarzales y espinales madrileños comprendidos en los sectores Guadarrámico, Manchego y Celtibérico. *Lazaroa*, 1, 129-138. Retrieved from <https://revistas.ucm.es/index.php/LAZA/article/view/LAZA7979110129A>
- BACAIÓCOA, I. & ELIAS, J.M. (1996). *Cuadernos de la trashumancia-Nº 21. Segovia-Ávila-Salamanca*. Madrid: Organismo Autónomo de Parques Nacionales.
- BOLÒS, J. & VIGO, J. (1984). *Flora de los Països Catalans. Vol. I. (Introducció. Licopodiàcies-Capparàcies)*. Barcelona: Barcino.
- GÓMEZ SAL, A. (2003). Las Vías Pecuarias como soporte del paisaje ganadero extensivo y la diversidad ecológica. En J. Martín Casas, (Coord.), *Las vías pecuarias del Reino de España: un patrimonio*

natural y cultural europeo (pp. 237–254). Madrid: Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente.

- GRIJALBO CERVANTES, J. (2010). *Vegetación y Flora de Madrid*. Madrid: Javier Grijalbo editor.
- GRIJALBO CERVANTES, J. (2019). *Flora de Madrid*. Madrid: Javier Grijalbo editor.
- GRIJALBO CERVANTES, J. (2019). Catálogo Flora de Madrid 2019. En Apuntes de campo. Observaciones naturalísticas en el centro de la península ibérica. Retrieved from <http://javiergrijalbo.blogspot.com/p/catalogo.html>
- GUITIÁN, J., GUITIÁN, P., MUNILLA, I., GUITIÁN, J., BERMEJO, T., LARRINAGA, A.R., NAVARRO, L. & LÓPEZ, B. (2000). *Zorzales espinos y servales. Un estudio sobre el consumo de frutos silvestres de las aves migratorias en la costa occidental de Europa*. Santiago de Compostela: Universidad de Santiago de Compostela.
- KURTTO, A., LAMPINEN, R. & JUNIKKA, L. (2004). *Atlas Florae Europaeae. Distribution of vascular plant in Europe. Vol. 13 (Rosaceae: Spiraeae to Fragaria excl. Rubus)*. Helsinki: The Committee for Mapping the Flora of Europe & Societas Botanica Fennica Vanamo.
- IGME (1988). *Mapa geológico de España. Escala 1:50.000. Hoja 509, Torrelaguna*. Madrid: Instituto Geológico y Minero. Retrieved from http://info.igme.es/cartografiadigital/datos/magna50/pdfs/d5_G50/Magna50_509.pdf
- IZCO, J. (1984). *Madrid verde*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación–Comunidad de Madrid.
- LÓPEZ, N. (2007). *Las plantas vasculares de la Comunidad de Madrid, Catálogo florístico, claves dicotómicas y estudio detallado de la familia Compositae Giseke*. Madrid: Real Jardín Botánico, CSIC–Departamento de Biología Vegetal I, Universidad Complutense de Madrid.
- MABBERLEY, D.J. (2002). *The plant list. A portable dictionary of the vascular plants*. Cambridge: Cambridge University Press.
- MANZANO, P., GARCÍA, A., PECO, B., MARTÍN, F., SEOANE, J. & IRIONDO, J.M. (2019). Así se ha convertido la trashumancia en una pieza fundamental de los ecosistemas. Retrieved from <https://theconversation.com/asi-se-ha-convertido-la-trashumancia-en-una-pieza-fundamental-de-los-ecosistemas-120032>
- MERINO GARCÍA, J Y J.L. ALIER, (2004). La multifuncionalidad de las vías pecuarias españolas en el marco del desarrollo rural» *Tecnología y Desarrollo*, 1–26 Retrieved from http://www.uax.es/publicaciones/archivos/TECMADO4_004.pdf.
- MERINO GARCÍA, J., J.L. ALIER, F. GUTIÉRREZ MORAL, P. MARQUÉS SOTO Y J. CONTRERAS GONZÁLEZ–ROSELL (2004). Inventario de la red de vías pecuarias del municipio de San Sebastián de los Reyes (Madrid). *Tecnología y Desarrollo*, 1–27. Retrieved from https://revistas.uax.es/index.php/tec_des/article/download/517/473.
- MERINO GARCÍA, J. & J.A. MILLÁN GONZÁLEZ (2010). Importancia de las vías pecuarias como corredores ecológicos. En CONAMA 10, Congreso Nacional de Medio Ambiente, Madrid. Retrieved from <http://www.conama.org/conama10/download/files/conama/CT%202010/40977.pdf>
- MOLINA HOLGADO, P. (2019). *Flora y vegetación de Torrelodones*. Torrelodones: Ayuntamiento de Torrelodones.
- MOLINA HOLGADO, P., BERROCAL, A.B., ZAPATA, A. & JENDRZYCKOWSKY, L. (2017): Las vías pecuarias y caminos rurales, ámbitos clave para la conservación de la biodiversidad: análisis de casos en Soto del Real (Madrid) (pp. 297–306). En *Naturaleza, Territorio y Ciudad en un mundo global*, Actas XXV Congreso de la Asociación Española de Geografía, Madrid. Retrieved from https://www.age-geografia.es/downloads/Naturaleza_Territorio_y_Ciudad_AGE2017.pdf

- MOLINA HOLGADO, P., ORTEGA MOREJÓN, A., ALLENDE ÁLVAREZ, F. & ROMERO, A. (2019). La importancia de las vías pecuarias para las comunidades de aves. Análisis de un caso en la rampa del Sistema Central (Madrid). En *Crisis y espacios de oportunidad: retos para la Geografía* (pp. 358-373). Actas del XXVI Congreso de la Asociación Española de Geografía. Valencia. Retrieved from https://www.age-geografia.es/site/wp-content/uploads/2020/01/Actas-Congreso-Conclusiones-AGE-VLC2019_compressed_reduce.pdf
- MONTSERRAT, P., GÓMEZ, D., FERNÁNDEZ, J.V. & BERNAL, M. (2014). *Rosas de Aragón y tierras vecinas*. Jaca: Instituto Pirenaico de Ecología, Centro Superior de Investigaciones Científicas.
- RUIZ DE LA TORRE, J. (2006). *Flora mayor*. Madrid: Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Dirección General para la Biodiversidad.
- SILVESTRE, S. & MONTSERRAT, P. (1998). Rosa L. En F. Muñoz Garmendia & C. Navarro (Eds.), *Flora Iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. VI. VI. Rosaceae* (pp. 143-195). Madrid: Real Jardín Botánico, Centro Superior de Investigaciones Científicas.
- SNOW, D.W. & PERRINS, C.M. (1998). *The birds of the Western Palearctic. Concise edition. Volume 2. Passerines*. Oxford: Oxford University Press.
- VALDÉS, B., TALAVERA, S., & FERNÁNDEZ-GALIANO, E. (1987). *Flora vascular de Andalucía occidental. Volumen 2*. Barcelona: Ketres Editira S.A.
- VALLADARES, F.; GIL, P. & FORNER, A. (COORD.) (2017): *Bases científico-técnicas para la Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y de la restauración ecológicas*. Madrid: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Retrieved from https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/basescientifico-tecnicasseeivcre_tcm30-479558.pdf

ANÁLISIS DE LA FILIACIÓN COROLÓGICA DE LOS TAXONES DE LAS DEHESAS Y EL MONTE MEDITERRÁNEO DE LA PROVINCIA DE CIUDAD REAL

María Cristina Díaz Sanz¹ y Pedro José Lozano Valencia²

¹ Universidad de Castilla-La Mancha, Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio.

MCristina.Diaz@uclm.es.0000-0002-9830-9545

² Universidad del País Vasco, Departamento de Geografía, Prehistoria y Arqueología. pedrojose.

lozano@ehu.es. 0000-0002-1345-5704

Resumen

El paisaje de dehesa se configura como un ecosistema caracterizado por la baja densidad de pies arbóreos con gran riqueza y cobertura en el estrato herbáceo, un ejemplo de *hot spot* de biodiversidad a escala mundial. Son paisajes culturales dado que el ser humano modificó sustancialmente lo que eran bosques más o menos abigarrados y cerrados de quercíneas, fundamentalmente *Quercus rotundifolia*, eliminando gran parte de la cobertura arbórea y generando un bosque hueco. Esto motivó la aparición de un estrato herbáceo muy diverso en especies que sustenta una ganadería extensiva de gran calidad y valía económica y social.

Sin embargo, en los últimos 60 años, en dos comarcas de la provincia de Ciudad Real (CR): Campo de Calatrava y Montes de CR, se han dado cambios muy sustanciales en este paisaje de dehesa. Por una parte, su intensificación y mecanización (con una reducción de los pies arbóreos y la supresión de los arbustos y herbáceas) y por otra su abandono (con la recuperación vegetativa hacia un carrascal joven). El objetivo fundamental del trabajo es constatar cómo cambia la diversidad específica y la filiación corológica de las especies vegetales para las agrupaciones estudiadas. Se ha obtenido el cortejo de especies para cada agrupación a través de inventarios fitosociológicos sistemáticos, así como sus coberturas y, con ello, sus filiaciones corológicas. Los resultados hablan de una dominante mediterránea clara, pero con ciertos componentes eurosiberianos y de amplio espectro que generan una diversidad notable. Hay importantes diferencias entre las dehesas y sus versiones abandonadas e intensificadas.

Palabras clave: *Quercus rotundifolia*, dehesa, monte mediterráneo, filiación corológica y Ciudad Real.

Abstract

The dehesa landscape is an ecosystem characterized by the low density of trees with great richness and coverage in the herbaceous stratum, an example of a biodiversity hot spot on a global scale. These are cultural landscapes because humans have substantially modified what were more or less variegated and closed forests of Quercus, mainly *Quercus rotundifolia*, eliminating a large part of the tree cover and generating a hollow forest. This led to the appearance of a very diverse herbaceous stratum in

species that supports extensive livestock of great quality and economic and social value. However, in the last 60 years, in two regions of the province of Ciudad Real (CR): Campo de Calatrava and Montes de CR, there have been very substantial changes in this pasture landscape. On the one hand, its intensification and mechanization and, on the other, its abandonment. The main objective of the work is to determine how the chorological affiliation of plant species changes for these three formations. Systematic phytosociological inventories are carried out to obtain the species composition for each formation as well as their coverages and, thus, their chorological affiliations. The results speak of a clear Mediterranean dominant but with certain Eurosiberian and broad-spectrum components that generate a remarkable diversity. There are important differences between the dehesas and their abandoned and intensified versions.

Key words: *Quercus rotundifolia*, dehesa, Mediterranean scrubland, chorological affiliation and Ciudad Real.

1. INTRODUCCIÓN

Las comarcas del Campo de Calatrava y los Montes de Ciudad Real se sitúan en la parte centro-occidental de la provincia de Ciudad Real. Conformando ambas un territorio de montaña media de unos 6.500 km², con sierras que culminan por lo general entre los 800 y 1000 m y los fondos de valle entre los 500 y 600 m. Se trata de un relieve que se ha configurado sobre una porción del zócalo hercínico, donde la alternancia de rocas de gran dureza y el plegamiento, ha dado lugar a un relieve apalachense muy matizado por la presencia de formaciones volcánicas sobre todo en el Campo de Calatrava.

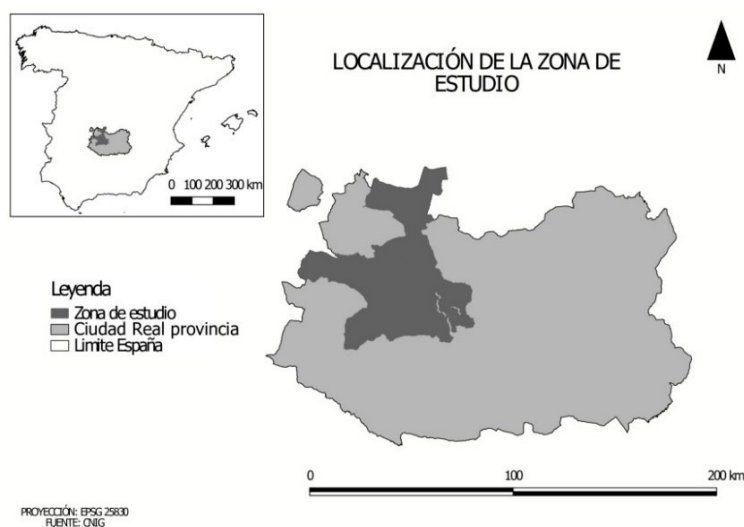
El clima presenta interesantes variaciones entre ambas comarcas. Las temperaturas son propias de la región mediterránea continental de la península ibérica, con veranos muy calurosos y temperaturas medias que superan los 25° C e inviernos con temperaturas muy bajas (entorno a los 6° C) lo que marca fuertes contrastes anuales. Las precipitaciones tienen un marcado carácter estacional, cuyas medias rondan los 450 mm, siendo las estaciones de otoño y primavera las más húmedas. Son precisamente en las precipitaciones donde se pueden apreciar ciertas variaciones entre ambas comarcas: mientras que las precipitaciones son algo más abundantes en los Montes de Ciudad Real, el invierno es algo más frío en el Campo de Calatrava. De esta forma la precipitación media anual de la comarca de Los Montes de CR puede llegar hasta los 700 mm mientras que el segundo apenas alcanza los 500 mm, lo cual lógicamente se ve reflejado en la vegetación que es acorde a estos acondicionamientos climáticos.

El aspecto actual del tapiz vegetal de ambas comarcas está directamente relacionado además, con las actuaciones humanas tanto de épocas pasadas como actuales, perviviendo hoy en día rasgos muy visibles, los que ha dado lugar a una diversidad de ambientes en los que se pueden distinguir varios tipos de paisajes: sierras donde se encuentran especies propias del monte mediterráneo y sus matorrales de sustitución, con *Quercus rotundifolia* como especie dominante, sotos fluviales, dehesas bien con-

servadas y otras intensificadas, zonas intensamente deforestadas para el aprovechamiento agrario, agrupaciones vegetales en enclaves rocosos, etc. (Díaz, 2020).

El presente trabajo analiza las consecuencias que sobre el paisaje vegetal y sobre variables como la diversidad específica o la filiación corológica tienen prácticas como el abandono o la intensificación de las prácticas agrícolas y/o. También se quiere comprobar si el abandono o la intensificación generan pérdidas de taxones importantes o con filiaciones corológicas concretas. El estudio se ha realizado en dos comarcas de la CR: Campo de Calatrava y Montes de CR (Figura 1), donde en los últimos 60 años se han producido cambios muy sustanciales en este paisaje de dehesa; paisajes culturales en tanto que el ser humano modificó sustancialmente lo que eran bosques más o menos abigarrados de quercíneas, fundamentalmente *Quercus rotundifolia*, eliminando gran parte de la cobertura arbórea, reduciendo los pies arbóreos de manera que la estructura es en forma de bosque hueco. Esta eliminación de cobertura arbórea dio lugar a la aparición de un estrato herbáceo muy diverso en especies que sustenta una ganadería extensiva. De esta forma, podemos definir la dehesa como una construcción cultural caracterizada por la explotación sostenible y tradicional de sus recursos naturales que constituye un ejemplo de *hot spot* a nivel de biodiversidad y un paisaje de gran calidad (Díaz, 2020).

Figura 1. Localización zona de estudio



Fuente: CNIG. Elaboración propia.

El objetivo fundamental del presente trabajo es observar de qué manera existe una pérdida o no de taxones vegetales, producido tanto por abandono como por intensificación y observar de qué manera cambia la filiación corológica de las especies. Partimos de la siguiente hipótesis: al intensificarse las dehesas, el grupo de taxones de amplia distribución (subcosmopolitas, plurirregionales y/o circumboreales) tiende a incrementarse mientras que, en las dehesas abandonadas, debe de ser al revés. En buena lid, además, el abandono o la intensificación debería generar una pérdida de diversidad específica.

2. METODOLOGÍA

Para el desarrollo del siguiente trabajo se realiza un inventario florístico sistemático de los sectores de estudio seleccionados en ambas comarcas, y a partir de ellos el correspondiente sininventario que los sintetiza y caracteriza (Lozano *et al.* 2015). Para ello se realizaron 12 inventarios de vegetación (fitosociológicos) de las tres agrupaciones vegetales (monte mediterráneo (MM), dehesas (D) y dehesas intensificadas (DI), para aproximarse a través de la distribución corológica de los taxones a la principal filiación de la vegetación estudiada. Las parcelas de 20x20 m fueron elegidas a partir de un método estratificado y aleatorio establecido dentro del Sistema de Información Geográfico (SIG) Arcview 8.2. Una vez seleccionadas las mismas se realiza el trabajo de campo *in situ*; obteniendo los datos de localización e identificación del lugar (coordenadas UTM, topónimos, etc.), aspectos y rasgos geográficos y medioambientales generales (litológicos, topográficos, geomorfológicos, hidrológicos, edáficos...), fotografías de la parcela, etc. A continuación, se realiza el inventario de vegetación, tomando todos los taxones de flora vascular, así como de la fúngica y líquénica, y de las especies de la briofita (estrato muscinal) existentes en cada una de las parcelas, así como su cobertura en los diferentes estratos. Las especies no vasculares se valoran en general.

Tabla 1. Ejemplo de datos generales y geográficos de inventario 6CR-D

Ficha biogeográfica inventario para valoración de la vegetación	
N° 6CR-D / FECHA: 2015/2016. WAYPOINT: INV/PR/VE 6CR-D FOTOS: Cristina	
Comunidad: Dehesa de Quercus rotundifolia Dinámica: Progresiva	
Superficie estudiada: 400 m ² Altitud: 515m	
Lugar: El Chiquero (Luciana- Ciudad Real)	
Situación topográfica: Ladera baja	
Exposición: W	Inclinación: 3°
Coordenadas: N 39° 00´ 16" / W 004° 25´ 92"	
Litología: areniscas y cuarcitas.	
pH: 7 Escorrentía: subsuperficial	
Notas: Río Guadiana, vacas, cerdos	

Fuente: Elaboración propia.

Siguiendo el habitual sistema de notación fitosociológica (Método de Braum-Blanquet) se indica el índice de cobertura de los taxones de la flora vascular: += cobertura inferior al 1%; 1= cobertura entre el 1,1 y el 10%; 2= entre el 10,1 y el 25%; 3= entre el 25,1 y el 50%; 4= entre el 50,1 y el 75% y 5= entre el 75,1 y el 100%, por cada uno de los 4 estratos verticales (más de 5 m; entre 1 y 5 m; entre 0,5 y 1 m y por debajo de 0,5 m), detallando su fisonomía biológica básica dividida en tres grupos (árboles y arbustos, matas y trepadoras y herbáceas (Tabla 2). Posteriormente se suman los valores y se dividen por el número de inventarios donde aparecía el taxón, de manera que se obtiene el porcentaje global de cobertura de la especie.

Tabla 2. Ejemplo de Inventario Biogeográfico de la parcela 6 CR-D.

Dehesa los Montes de Ciudad Real						
Inventario de valoración de la vegetación 6CR-D						
Chiquero 1						
	TAXONES \ Según estratos en metros	> 5m	5 a 1m.	1-0,5 m	< 0,5 m	global
Árboles y arbustos	<i>Quercus faginea</i>	1			+	1
	<i>Quercus rotundifolia</i>	2	1		1	2
	<i>Retama sphaerocarpa</i>			1	1	1
	<i>Spartium junceum</i>				1	1
Matas y trepadoras	<i>Asparagus acutifolius</i>			1	1	1
Hierbas	<i>Anthemis arvensis</i>				1	1
	<i>Asphodelus aestivus</i>				1	1
	<i>Asphodelus ramosus</i>				2	2
	<i>Carthamus lanatus</i>				1	1
	<i>Erodium botrys</i>				1	1
	<i>Erodium cicutarium</i>				3	3
	<i>Erodium moschatum</i>				1	1
	<i>Festuca gr. Rubra</i>				1	1
	<i>Geranium molle</i>				2	2
	<i>Picris hispanica</i>				1	1
	<i>Scolimus hispanicus</i>				1	1
	<i>Taxacum gr. praestans</i>				1	1
	<i>Trifolium pratense</i>				2	2
	<i>Urginea marítima</i>				1	1
	<i>Urtica dioica</i>				1	1
	<i>Veronica officinalis</i>				1	1
		Total				
Musgos, líquenes y hongos	Musgos en troncos					
	Musgos en rocas y suelos					
	Líquenes en rocas y suelos					
	Líquenes en troncos, ramas y tocones					2
	Hongos					+
	Hojarasca					3
	Suelo o roca desnuda					2
	Cobertura global por estrato	2	1	2	3	3,5
	n° especies por estrato	2	1	2	21	
RIQUEST	Puntuación	2	1	2	5	5

Fuente: Elaboración propia.

Este tipo de inventarios resultan muy laboriosos, pero su realización no sólo permite la caracterización geobotánica de la zona de estudio, sino también el diagnóstico de su distribución biogeográfica y estructural.

Para la identificación y determinación de la filiación corológica de cada uno de los taxones se han consultado las siguientes obras (López, 1982; Bonnier y De Layer, 1986; Polunin, 1991; Galán *et al.*, 1998; García, 2006).

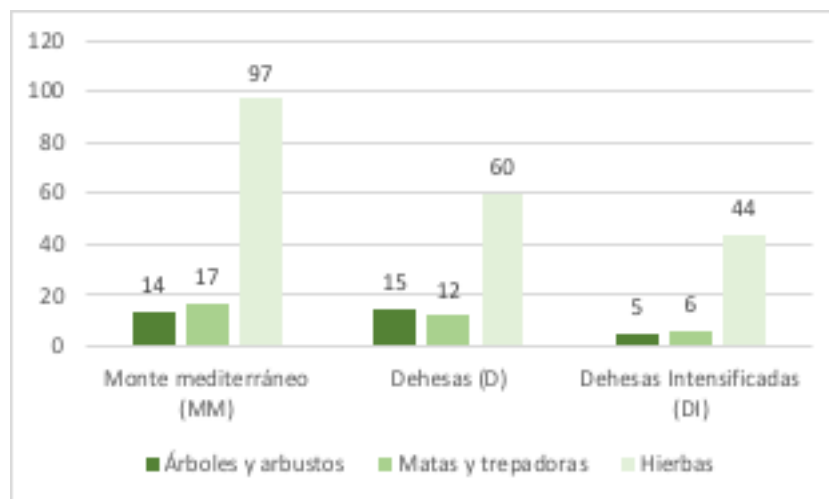
3. RESULTADOS

La fisonomía extraordinariamente diversa que presentan los espacios adherados propicia la coexistencia de un extraordinario conjunto de hábitats que permite la presencia de numerosas comunidades bióticas de ambientes diversos configurando complejos ecosistemas. En este sentido, algunos trabajos ponen de manifiesto que las dehesas mantienen una diversidad de especies que tiende a ser mayor que la mantenida por otros tipos de hábitat, tendencia que se observa para un amplio elenco de grupos de organismos y para un amplio rango de escalas espaciales (Díaz *et al.*, 1997); diversidad que tiende a disminuir en función de la matorralización de los espacios adherados por abandono de uso ganadero, proceso que es interrumpido precisamente por la persistencia de la actividad humana como agente favorecedor de riqueza biológica (Díaz *et al.*, 2003; Llorente-Pintó, 2011; Díaz, 2020).

Uno de los objetivos del presente trabajo es constatar dicha diversidad estudiando diferentes ejemplos de dehesas de la provincia de CR a la vez que contrastar estos datos con parches de vegetación más o menos potencial que pueden informarnos de las posibles pérdidas o no de diversidad que pueden producirse tras el abandono o la intensificación de las mencionadas dehesas.

Cómo ya se mencionó anteriormente se han inventariado un total de 36 parcelas, distribuidas por los tres tipos de agrupaciones vegetales objeto de estudio: MM, D, DI. Se ha identificado un amplio cortejo florístico, y cómo se puede observar en la Figura 2 el número de árboles y arbustos en el MM es de 14, 15 en las D y 5 en las DI, estableciéndose un máximo de 10 especies en la parcela “El Espino” del MM, 8 en la parcela “Encinarejo 1” de las D y un mínimo de 1 especie para la mayoría de las especies de las DI.

Figura 2. Número total de especies de las tres agrupaciones vegetales por grupos fisiográficos.



Fuente: Elaboración propia.

Si comparamos estos datos con otras formaciones peninsulares como el bosque mixto atlántico, 10 especies supondría un número bastante bueno; pero 1 sería muy bajo. No obstante, la realidad es otra en cuanto a otros bosques mediterráneos y encinares se refiere puesto que difícilmente se suele superar, entoces, la cifra de 6 especies para una parcela de 400m² (Díaz y Lozano, 2017). En este sentido, observamos que tanto las parcelas de MM como las D inventariadas son relativamente ricas en especies arbóreas y arborescentes, puesto que cuentan de media con 6,6 y 5 especies respectivamente, cifras superiores en el primer caso y similares en el caso de las D a otros bosques de ámbito ibérico. Por el contrario, las DI arrojan unas cifras realmente bajas con 1,5 especies por parcela.

En lo que respecta al grupo de matas y trepadoras, el número total para MM es de 17, 12 para las D y 6 para las DI. Mostrando la parcela de “Las Peralosas” del MM un máximo de 10 especies de matas y bejuco, seguida de la parcela “Vereda de la Dehesa” de la agrupación de D con 8 especies y un mínimo de 4 en dos de las parcelas de MM (Valdelaencina y Barranco Recuero) y de 1 en cuatro parcelas de D y otras 4 de DI. Al igual que en el grupo fisiográfico anterior, podemos afirmar que la agrupación vegetal con mayor diversidad específica es el MM, ya que cuenta con 6,5 especies de media frente a las 3,66 de la D y la DI con 2,16 especies por inventario de media sería la menos diversa.

La variabilidad en lo que respecta a matas y trepadoras en la formación de MM es superior sensiblemente a carrascales estudiados en Burgos, Valladolid o Navarra cuyas medias se situaban entre 3,5 y 4 (Lozano *et al.*, 2007, 2013, 2020). Por el contrario, si estos resultados los comparamos con otros estudios de otras dehesas llevados a cabo en Allepuz o Valladolid (Lozano *et al.*, 2018), resulta llamativo la poca cobertura en las agrupaciones de D y DI, y la prácticamente casi inexistencia de trepadoras en determinadas parcelas, apareciendo una sola mata o trepadora en 4 parcelas de la agrupación vegetal de D y otras 4 de las DI.

A pesar de que por norma general dependiendo del vuelo arbóreo, matas y trepadoras tienden a reducirse a medida que aumenta la cobertura, en el caso de las par-

las de MM objeto de estudio en el presente trabajo no es así, esto puede ser debido a que se trata de agrupaciones vegetales aún jóvenes.

Hay que decir que lo verdaderamente destacable, para las tres agrupaciones vegetales, es la gran diversidad de herbáceas, hecho que caracteriza a las dehesas (Díaz y Lozano, 2017, Díaz, 2020). Aunque, una vez más, sorprende el MM que presenta mayores diversidades con 27,83 taxones de media por parcela; mientras que D y DI con valores muy similares para las herbáceas, se encuentran con valores por debajo. Cifras que se asemejan mucho a las obtenidas en otras D y DI similares de Valladolid o Navarra; por el contrario, estas cifras elevadas del MM vuelven nuevamente a ser más elevadas que las obtenidas en otros tipos de paisajes forestales ibéricos, volviendo a ser por tanto esta agrupación vegetal más diversa en este grupo fisiográfico, con un número máximo de 50 herbáceas en la parcela 11 “La Peñuela 2” y un mínimo de 14 en la parcela 7 “Barranco de Recuero”. Por su parte, las D muestran su número máximo en la parcela 1 “Dehesas Sedano 1” con 37 taxones diferentes y el más escaso en la parcela 11 “Campana” con 10 especies. En cuanto a las DI, éstas muestran su máximo en la 7 “Chiquero cultivado” con 30 y mínimo en la parcela 3 “Moledores” con 9 taxones.

Tabla 3. Total de especies por grupos fisiográficos de las tres agrupaciones vegetales.

	Monte mediterráneo (MM)	Dehesas (D)	Dehesas Intensificadas (DI)
Árboles y arbustos	14	15	5
Matas y trepadoras	17	12	6
Hierbas	97	60	44
Total	128	87	55

Fuente: Elaboración propia.

Como puede observarse en la Tabla 3, sumando los tres grandes grupos fisiográficos el conjunto de especies de las tres agrupaciones vegetales es de 128 para el MM, 87 para las D y 55 para las DI. De las 36 parcelas inventariadas el máximo de especies (62) lo marca nuevamente la parcela “La Peñuela” de la agrupación vegetal de MM y el mínimo la parcela “Moledores” de las DI, con tan sólo 11 especies. Podemos decir que, en general, se registra un número elevado de especies para tratarse de un encinar, esto puede ser debido, cómo se mencionó anteriormente a que se trata de encinares jóvenes que ofrecen aún poca cobertura arbórea, dejando pasar bastante la luz, favoreciendo, por tanto, la diversidad del estrato herbáceo. Por tanto, podríamos hablar de monte más que de bosque, en el sentido de contar con manchas arborescentes y arbustivas, pero con escasas coberturas por encima de los 5 metros. Monte que hasta hace relativamente poco tiempo, a su vez, contaba con una importante presión ganadera, que hoy en día soporta incluso en mayor o menor medida, a la que tenemos que añadir la proliferación de ungulados silvestres como el ciervo (*Cervus elaphus*), el jabalí (*Sus scrofa*), etc.

Esta cifra por encima de 50 taxones en una parcela es inusual dentro del ámbito mediterráneo, que en nuestro caso se supera en 2 ocasiones, en la formación de MM,

situándose la media en 41 taxones por parcela. La parcela “Vereda de la Dehesa” de las D, roza esta cifra con 47, disminuyendo su media considerablemente con respecto a la de la agrupación vegetal de MM a casi la mitad, 28,75 taxones por parcela y en el caso de las DI a 24,25 taxones de media.

La agrupación vegetal más diversa en cuanto a árboles y arbustos se refiere sería la D, como podemos ver en la Tabla 3, con 15 especies diferentes, seguida con 14 por el MM y muy de lejos con tan sólo 5 las DI. Por el contrario, tanto en el caso de matas y trepadoras como en el de herbáceas es el MM el más diverso, con 17 y 97 especies diferentes respectivamente. La cifra de tan sólo 6 especies que muestra la DI es un número bajo que muestra una pobreza importante y en cuanto a las cifras que muestran las D son algo bajas en comparación con otras agrupaciones forestales de la Península Ibérica.

El número de herbáceas registrado en la agrupación de MM es realmente notable, en la que se han llegado a registrar casi 100 taxones diferentes, lo que nos indica que es una formación muy diversa, sin comparación con otros paisajes forestales de la Península Ibérica, incluso de otros ámbitos estudiados a escala global (Lozano *et al.*, 2020). Debemos señalar también que los registros obtenidos por las otras dos formaciones, D y DI, en cuanto a herbáceas se refiere, no son tampoco bajos, mostrando por tanto también gran diversidad, siendo lógicamente superior en las D.

Debemos señalar, a su vez, que la mayor parte de las parcelas de MM se corresponde con antiguas dehesas que fueron abandonadas y que conservan un pequeño vuelo arbóreo de encinas (*Quercus rotundifolia*), zonas matorralizadas y algunos espacios abiertos, aprovechados por una explotación ganadera y cinegética relativamente extensiva. Se trata de bosque jóvenes con algunos pies arbóreos viejos, que se encuentran en franca regeneración vegetativa, y muestran altos valores de diversidad específica, pero que van reduciéndose curiosamente, a medida que el bosque comienza a desarrollarse hacia estadios y facies más maduras (Lozano *et al.*, 2017). Es muy posible, por tanto, que, si estas parcelas de MM se desarrollan hacia estadios de mayor madurez, serían posiblemente las D las que se configuraran con diversidades específicas mayores o muy similares a un MM maduro.

La zona de estudio se ubica en el piso mesomediterráneo alcanzándose también en algunas zonas que se encuentran por encima de los 900-1000 m en parte el supra-mediterráneo (Rivas, 1987, 2007; Rivas, *et al.*, 2002 y 2011) lo que determina, junto con factores como el relieve, la orientación, los suelos y la actividad humana, la presencia de una vegetación característica y bien diferenciada de la de los pisos superiores (oromediterráneo y crioromediterráneo) y del piso inferior (termomediterráneo).

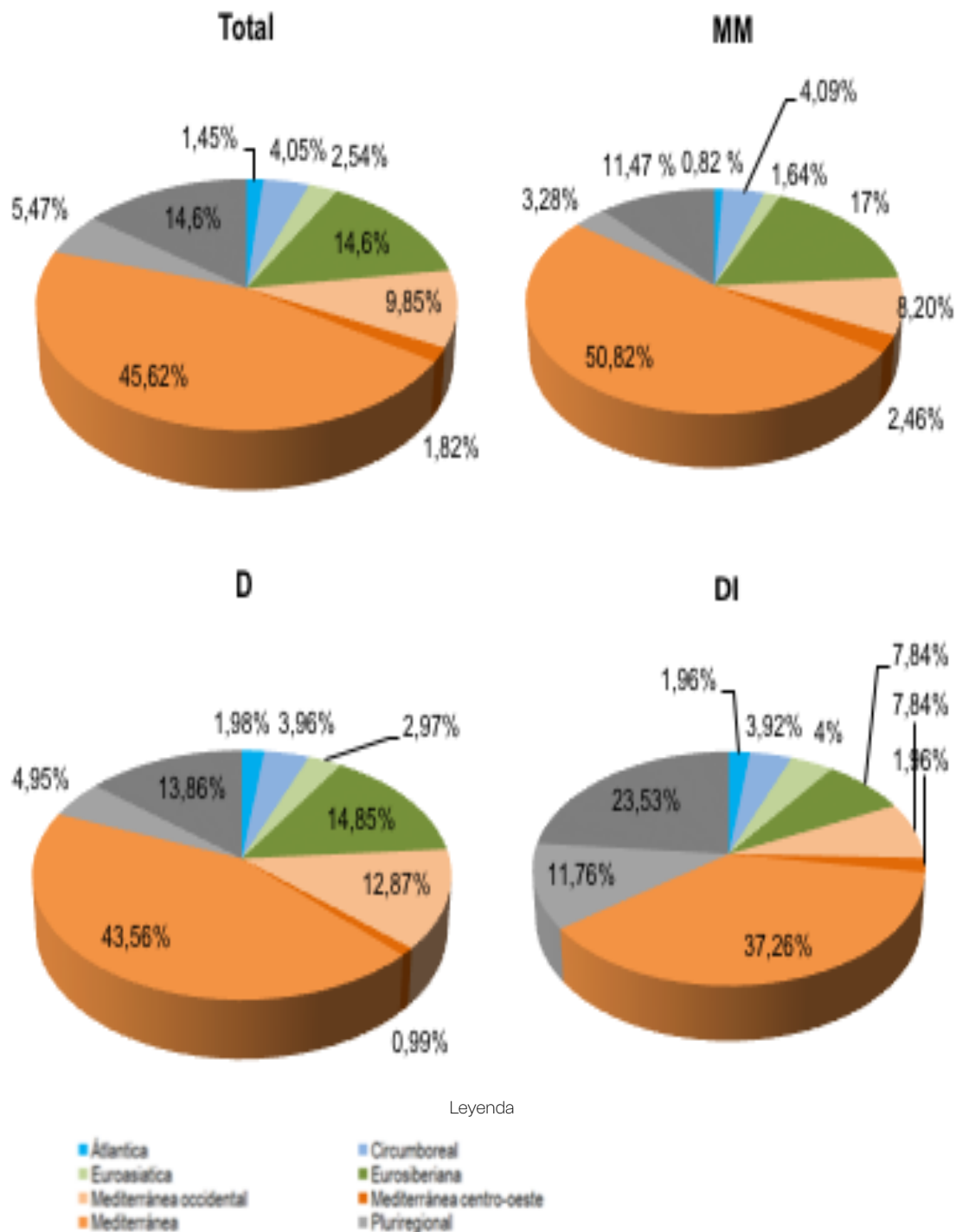
Por otra parte, a continuación, se analiza la filiación de los cortejos vegetales de las tres agrupaciones vegetales estudiadas. En lo que respecta a la agrupación vegetal de monte mediterráneo, las diferentes agrupaciones vegetales se corresponden con distintas etapas seriales progresivas, pero no se puede hablar de una madurez o recuperación total cercana al concepto de climax. Los otros dos tipos de agrupaciones estudiados, dehesas y dehesas intensificadas, se encuentran en estadios de recuperación vegetativa poco evolucionados o mantenidos de forma estabilizada por los usos antrópicos actuales y más o menos tradicionales, cuando no intensificados.

Un número importante de las especies integrantes de la flora de la zona de estudio son de origen mediterráneo dada la ubicación en plena región mediterránea; pero

se pueden encontrar muchas otras especies subcosmopolitas, endemismos ibéricos, de procedencia iberoafricana, así como muchas especies comunes de las regiones mediterránea y eurosiberiana e incluso de regiones mediterránea y euroasiática. En la Figura 3 podemos ver las filiaciones del total de la flora inventariada que coincide ampliamente con la filiación de herbáceas inventariadas, puesto que la mayor parte de los taxones, 113 de 150, pertenecen a dicho grupo, por tan sólo 20 árboles y arbustos y 17 matas y trepadoras.

Son las plantas “mediterráneas” las que mayor peso ostentan (45,62%) a las que debemos añadir las distribuciones mediterráneas occidentales y centro oeste, dando lugar a algo más de la mitad de todos los taxones, un total del 57,29%. El resto de filiaciones se reparten, existiendo por un lado una clara dicotomía entre las plantas subcosmopolitas con un 14,6% y las plantas eurosiberianas con otro 14,6% y el tercio restante se encuentra repartido entre taxones pluriregionales (5,47%), circumborales (4,05%), eurosiberianos (2,45%) y atlánticos (1,45%). Lo que demuestra que la zona de estudio se encuentra en plena región mediterránea, donde un importante número de las especies de flora que lo integran son de dicho origen, aunque se dan también otras filiaciones, pero con cifras ya sensiblemente más bajas.

Figura 3. Filiación corológica de los taxones de las agrupaciones vegetales estudiadas.



Fuente: Elaboración propia.

Dentro del grupo de árboles y arbustos (Tabla 4, primera columna), sus filiaciones se corresponden, mayoritariamente, con las corologías mediterránea (50%) y

mediterránea occidental (35%), siendo nuevamente el carácter mediterráneo el dominante, mientras que el carácter eurosiberiano o atlántico apenas es del 5%, configurando un paisaje plenamente mediterráneo, en el que, los pocos endemismos encontrados han sido de carácter mediterráneo o mediterráneo occidental.

Tabla 4. Número de taxones para cada una de las categorías de filiación corológicas establecidas.

	ARB	MAT	HIER	TOTAL
Atlántica	0	0	1	2
Circumboreal	0	0	5	5
Euroasiática	0	0	3	3
Eurosiberiana	1	0	22	23
Mediterráneo centro-oeste	0	0	3	3
Mediterránea occidental	7	3	5	15
Mediterránea	10	13	50	73
Pluriregional	1	1	5	7
Subcosmopolita	0	0	19	19
Total	20	17	113	150
Endemismos	2	2	0	4

Leyenda: ARB: árboles y arbustos; MAT: matas y trepadoras; HIER: hierbas

Fuente: Elaboración propia.

En cuanto a las filiaciones de matas y trepadoras (Tabla 4, segunda columna) el componente mediterráneo vuelve a dominar claramente, *sensu lato* (mediterráneo 76%, mediterráneo occidental 18%), lo que suma un total del 94%, prácticamente la totalidad de los taxones, tan solo la distribución pluriregional cuenta con un 6%. Los endemismos al igual que en el caso de los árboles y arbustos se corresponden con filiaciones mediterráneas o mediterráneas occidentales.

La distribución es más variada en lo que respecta a las herbáceas (Tabla 4, tercera columna), como ya se comentó anteriormente, aunque la distribución mediterránea sigue claramente predominando con un 51% (44% mediterráneo, 4% mediterráneo occidental y 3 % mediterráneo centro-oeste) seguido con un 20% de la distribución eurosiberiana y un 17% de la subcosmopolita. Con menor peso se sitúan las distribuciones circumboreales (5%), pluriregionales (5%), euroasiáticas (3%) y atlánticas (1%).

Si analizamos por separado las tres agrupaciones vegetales objeto de estudio, el componente mediterráneo claramente sigue obteniendo los mayores porcentajes de filiación, observándose (Tabla 4, Figura 2) el aumento progresivo del porcentaje de plantas de carácter mediterráneo, siendo el monte mediterráneo (MM) el que ostenta un mayor porcentaje con un 61,48%, seguido de las dehesas (D) con un 57,42%, por último, las dehesas intensificadas (DI), con un porcentaje menor 47,06%. Por el contrario, en cuanto a las especies subcosmopolitas las cifras van a la inversa, contando con un mayor porcentaje las dehesas intensificadas (DI) el 23,53%, frente al 13,86% de las dehesas (D) y el 11,47% del monte mediterráneo (MM).

Es hasta cierto punto sorprendente y debemos destacarlo, el número de taxones eurosiberianos que parecen en el monte mediterráneo (MM) el 17,21% y en las dehesas (D) el 14,85% en detrimento del apenas 8% de las dehesas intensificadas (DI), como puede observarse en la Tabla 5.

Este claro dominio mediterráneo se manifiesta en el paisaje, dando lugar a una fisionomía paisajística mediterránea de interior, donde una cobertura arbórea al no ser muy tupida no amortigua las altas temperaturas veraniegas, ni las bajas invernales, por lo que están dominados por plantas esclerófilas, que soportan estas condiciones.

Tabla 5. Número de taxones y porcentajes para cada una de las categorías de filiaciones corológicas establecidas de las diferentes agrupaciones vegetales.

	MM	MM (%)	D	D (%)	DI	DI (%)	TOTAL	TOTAL (%)
Atlántica	1	0,82	2	1,98	1	1,96	4	1,46
Circumboreal	5	4,1	4	3,96	2	3,92	11	4,01
Euroasiática	2	1,65	3	2,98	2	3,92	7	2,56
Eurosiberiana	21	17,21	15	14,85	4	7,84	40	14,59
Mediterránea occidental	10	8,2	13	12,87	4	7,84	27	9,85
Mediterráneo centro-oeste	3	2,46	1	0,99	1	1,96	5	1,83
Mediterránea	62	50,82	44	43,56	19	37,26	125	45,63
Plurinregional	4	3,27	5	4,95	6	11,77	15	5,48
Subcosmopolita	14	11,47	14	13,86	12	23,53	40	14,59
TOTAL	122		101		51		274	

Leyenda: MM: Monte mediterráneo; D: Dehesas; DI: Dehesas Intensificadas

Fuente: Elaboración propia

4. CONCLUSIONES

Los objetivos planteados han sido cubiertos satisfactoriamente puesto que se ha llegado a una buena caracterización de las tres agrupaciones objeto de estudio dentro del ámbito concernido, lo que ha procurado un buen análisis de las variables a comparar, en este caso diversidad específica y filiaciones de los cortejos de cada uno de los paisajes o agrupaciones vegetales. Así mismo, se han podido abordar las hipótesis de partida.

La actividad agraria y ganadera es importante no sólo por su función a la hora de producir materias primas, sino también por su contribución al modelado del paisaje, como lo ha sido a lo largo de la historia en la formación de las dehesas, y de los valores naturales que contiene siempre y cuando esta actividad sea sostenible. Sin lugar a dudas, la intensificación agrícola puede comportar efectos negativos como son la

degradación, pérdida de hábitat y la consiguiente disminución o pérdida de biodiversidad. Dicha intensificación afecta negativamente a la abundancia y la riqueza específica de la flora. En el caso que nos ocupa, se ve claramente puesto que las DI cuentan con una diversidad específica muy inferior a la registrada en las D y en el MM. Además de ello, los taxones de amplio reparto geográfico son bastante más frecuentes en las DI que en las otras dos agrupaciones, que cuentan con mayor número de taxones de cierta calidad, entre ellos endémicos.

Los resultados no ofrecen dudas, en general, el MM es más diverso en especies con 128, seguido de las D con 87 y, por último, las DI con 55. La D, sin embargo, supera en número de árboles y arbustos de gran porte al MM y a las DI mientras en matas y trepadoras pero, sobre todo, en herbáceas, el MM muestra superioridad. Curiosamente, las dehesas no serían la agrupación vegetal más diversa en especies, sino que los parches de recuperación vegetativa, aquí denominado como monte mediterráneo, muestra cifras superiores. No obstante, en el futuro se deberían abordar verdaderos ejemplos de bosques bien evolucionados y recuperados para ver si dicha superioridad se mantiene.

En lo que respecta a las filiaciones corológicas, efectivamente, el número de taxones de amplio rango corológico es superior en las DI (39,21% del total), mientras las D cuentan con un 22,77% y el MM con un 18,84%.

Aunque suponíamos que en la medida en la que las formaciones estuvieran más intervenidas, el número de especies subcosmopolitas y de amplio reparto iba a ser mayor, realmente los datos obtenidos no son tan altos como los que esperábamos *a priori*, efectivamente son las dehesas intensificadas las que presentan mayores porcentajes mientras MM y D no difieren mucho.

BIBLIOGRAFÍA

- BONNIER, G., LAYENS, G. D., & BAULIES, X. (1999). *Claves para la determinación de plantas vasculares: para encontrar fácilmente los nombres de las plantas sin términos técnicos* (No. 580 B6C5).
- DÍAZ, M., CAMPOS, P. & PULIDO, F.J. (1997): Spanish Dehesas: a diversity in land-use and wildlife. En: Pain, D.J.; Pienkowski, M.W. (eds.) *Farming and birds in Europe*. Academic, London.
- DÍAZ, M.C., (2020). Aplicación de la Metodología Lanbioeva a la valoración biogeográfica de las dehesas de Ciudad Real y sus dinámicas de abandono e intensificación. El ejemplo del Campo de Calatrava y los Montes de Ciudad Real. Tesis doctoral inédita. Universidad de Castilla La Mancha. Díaz, M. C., & Lozano, P. J. (2017). Los paisajes de dehesa de la provincia de Ciudad Real. Caracterización y valoración biogeográfica a través de la metodología LANBIOEVA. *Cuadernos Geográficos*, 56(3), 187-206. Retrieved from <https://revistaseug.ugr.es/index.php/cuadgeo/article/view/5305>
- DÍAZ, M. C., & LOZANO, P. J. (2017). Valoración y evaluación paisajística de los encinares de Ciudad Real. Aplicación de la metodología LANBIOEVA. *Naturaleza, territorio y ciudad en un mundo global*. Universidad Autónoma, AGE, 96-105
- DÍAZ, M., PULIDO, F.J. & MARAÑÓN, T. (2003): Diversidad biológica y sostenibilidad ecológica y económica de los sistemas adeshados. *Ecosistemas* XII/3.
- GALÁN CELA, P., GAMARRA GAMARRA, R., & GARCÍA VIÑAS, J. I. (1998). *Árboles y arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Ediciones Jaguar.

- GARCÍA, M. (2006): Atlas clasificatorio de la flora de España peninsular y Baleares. 2 vols. *Madrid: Mundi-Prensa*.
- LÓPEZ GONZÁLEZ, G. (1982). La guía de Incafo de los árboles y arbustos de la Península Ibérica. *Incafo, Madrid*.
- LLORENTE-PINTÓ, J. M., (2011): Dehesas y paisajes adehesados en Castilla y León. *Polígonos, Revista de Geografía*, 21: 179-203.
- LOZANO, P.J., CADIÑANOS, J.A., LONGARES, L.A., CID, M.A., & DÍAZ, C. (2007). Valoración Biogeográfica de los tipos de bosque en la comarca de Huidobro (Parque Natural de las Hoces del Ebro-Burgos), *Actas del 4º Congreso Español de Biogeografía* 19, Ávila.
- LOZANO P.J., CADIÑANOS, J. A., LATASA, I., & MEAZA, G. (2013). Caracterización y valoración biogeográfica de los pinares de *Pinus uncinata* del karst de Larra (Alto Pirineo Navarro) para su ordenación y gestión, *Geographicalia* 63-64, 95-120.
- LOZANO, P.J., & LATASA, I. (2015). Valoración biogeográfica de los paisajes del suelo rústico de Mutriku (Guipúzcoa) de cara a su ordenación y gestión. *Análisis espacial y representación geográfica: innovación y aplicación*: 1063-1072.
- LOZANO P.J.; LATASA, I., & DORRONSORO, B. (2015). Valoración biogeográfica de los paisajes forestales de Artikutza (Navarra), a partir de la aplicación del método de valoración Lanbioeva. *Geographicalia* 67: 107-130.
- LOZANO, P.J., CADIÑANOS, J.A., LATASA, I., VARELA-ONA, R., & MEAZA, G. (2015). Metodología de Inventariación y valoración de los paisajes vegetales. *Okara* 9, Vol. II: 325-361. Retrieved from <https://periodicos.ufpb.br/index.php/okara/article/download/26741/14468/>
- LOZANO, P.J., CADIÑANOS, J.A., LOZANO, M.A., LATASA, I., MEAZA, G., & MARTÍ, C. (2015). Aplicación del método de valoración biogeográfico (LANBIOEVA) a ecosistemas del norte de Europa. *Eria* 97: 189-202.
- LOZANO, P.J.; LATASA, I. CADIÑANOS, J.A.; VARELA-ONA, R.; GÓMEZ, D.C., & MEAZA, R. (2015). Caracterización, inventariación y valoración biogeográfica de paisajes vegetales. Metodología LANBIOEVA (landscape Biogeographic Evaluation). *Actas de resúmenes del VII Congreso de Biología de la Conservación de Plantas*.
- LOZANO, P.J.; MEAZA, G.; PINTÓ, J.; MARTÍ, C.; PANAREDA, J.M.; LA ROCA, N.; AROZENA, M.E.; BEJARANO, R.; CÁMARA, R.; RODRÍGUEZ, E.B.; ISRAEL DE SOUZA, B.; BOCCIO, M., & LATASA, I. (2018). Caracterización, inventariación y aplicación del método de valoración biogeográfica de paisajes vegetales (LANBIOEVA) a la comarca de Collsacabra (Girona). *Estudios geográficos*, 284, 7-37. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.201801>
- LOZANO, P. J., VARELA, R, LATASA, I, LOZANO, A., & MEAZA, G. (2020): Biogeographic assessment of vegetal landscape, at a global scale, through "LANBIOEVA" methodology (landscape biogeographical evaluation). *XXXIV UGI Congress Book, Istanbul, Turkia. 15 pp. In press*
- MARTÍN, J., CIRUJANO, S., MORENO, M., BAUTISTA, J., Y STÜBING, G. (2003): *La Vegetación Protegida en Castilla-La Mancha. Descripción, ecología y conservación de los Hábitat de Protección Especial*. JCCM, Madrid.
- POLUNIN, O. (1991). Guía de campo de las Flores de Europa. (1088 fotografías a color). *Omega*, 8.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1987): *Mapa de las series de vegetación de España*. M.A.P.A. ICONA. Madrid.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (2007). Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España: (Memoria del mapa de vegetación potencial de España). Parte I. (salvador Rivas Martínez y colaboradores). *Itinerea geobotánica*, (17), 5-436.
- [HTTPS://IDOC.PUB/DOCUMENTS/ITINERA-GEOBOTANICA-3NO78XY8ZXLD](https://idoc.pub/documents/itinera-geobotanica-3no78xy8zxld)
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., ASENSI, A., GARRETAS, B., MESA, J., VALLE, F., CANO, E., COSTA, M., DÍAZ,

T., FERNÁNDEZ PRIETO, J. A., LLORENS, L., DEL ARCO AGUILAR, M., ACEBES, J., OSORIO, V. E., PAZ, P., WILDPRET, W., VILLAR, L., PENAS, A., HERRERO, L., DEL RIO, S., & SORIANO, P. (2011). Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España (Memoria del mapa de vegetación potencial de España). Parte II. *Itinera Geobotanica*. 18. 1-424.

[HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/234023720_MAPA_DE_SERIES_GEOSE-RIES_Y_GEOPERMASERIES_DE_VEGETACION_DE_ESPANA_MEMORIA_DEL_MAPA_DE_VEGETACION_POTENCIAL_DE_ESPANA_PARTE_II](https://www.researchgate.net/publication/234023720_MAPA_DE_SERIES_GEOSE-RIES_Y_GEOPERMASERIES_DE_VEGETACION_DE_ESPANA_MEMORIA_DEL_MAPA_DE_VEGETACION_POTENCIAL_DE_ESPANA_PARTE_II)

RIVAS-MARTÍNEZ, S., RIVAS-SAENZ, S., & PENAS, A., (2002). Worldwide bioclimatic classification system. Backhuys Pub.

[HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/234015449_WORLDWIDE_BIOCLIMATIC_CLASSIFICATION_SYSTEM](https://www.researchgate.net/publication/234015449_WORLDWIDE_BIOCLIMATIC_CLASSIFICATION_SYSTEM)

LAS DEPURADORAS DE LAGUNAJE, LUGARES ALTERNATIVOS DE REPRODUCCIÓN PARA LAS AVES ACUÁTICAS ANTE LA CRISIS CLIMÁTICA: UN ESTUDIO EN LA PROVINCIA DE TOLEDO (ESPAÑA CENTRAL).

SEWAGE TREATMENT PONDS, ALTERNATIVE BREEDING SITES TO WATERBIRDS IN THE FACE OF THE CLIMATIC CRISIS: A STUDY IN TOLEDO PROVINCE (CENTRAL SPAIN)

Tomás Velasco Tejada Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid, tomas.velasco@estudiante.uam.es

Pedro Molina Holgado Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid, pedro.molina@uam.es ORCID ID: 0000-0001-6129-564

Fernando Allende Álvarez Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid, fernando.allende@uam.es, ORCID ID:0000-0002-9941-8022

Nieves López Estébanez Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid, nieves.lopez@uam.es, ORCID ID: 0000-0002-4556-0314

Resumen

En este trabajo se estudian las comunidades reproductoras de aves acuáticas en un conjunto de depuradoras de lagunaje de la provincia de Toledo (España Central) durante un período de más de 25 años (intervalo 1995-2020). Se han visitado durante la época reproductora (meses de abril-julio) para conocer su composición específica y cuantificar los efectivos concretos de cada especie. Se caracterizan las comunidades de aves acuáticas nidificantes que utilizan este tipo de medios, se compara y valora su interés y se comenta la evolución temporal en un período de 25 años. El uso de este tipo de humedales artificiales puede suponer para algunas especies una manera de sobrevivir en áreas donde no existen humedales naturales o donde estos presentan unos ciclos de encharcamiento muy estacionales que impiden el éxito reproductor.

Palabras clave: depuradoras, aves acuáticas, reproducción, biodiversidad, Toledo

Abstract

In this work, the reproductive communities of waterfowl are studied in a set of lagoon treatment plants in the province of Toledo (Central Spain) during a period of more than 25 years (interval 1995-2020). They have been visited during the breeding season (April-July) to find out their specific composition and quantify the specific numbers of each species. The nesting waterfowl communities that use this type of media

are characterized, their interest is compared and valued, and the temporal evolution of species over a 25-year period are studied. The use of this type of constructed wetlands may be a way for some species to survive in areas where there are no natural wetlands or where they have very seasonal waterlogging cycles that impede reproductive success.

Keywords: sewage-treatment ponds, breeding, waterfowl, biodiversity, Toledo

1. INTRODUCCIÓN

Los humedales constituyen un medio territorialmente escaso en los países mediterráneos, donde además han desaparecido de forma drástica numerosos humedales en tiempos históricos (Álvarez Cobelas *et al.*, 2005). En la actualidad, la crisis climática supone una nueva y creciente amenaza, al disminuir los niveles y períodos temporales de encharcamiento en los humedales naturales. Las comunidades de aves acuáticas, estrechamente relacionadas con los humedales, han debido adaptarse a estas nuevas circunstancias, ocupando en algunos casos medios alternativos, muchos de ellos de origen artificial (graveras, canteras, balsas de riego, etc.). Ya se ha destacado el interés que pueden tener para las aves acuáticas una serie de humedales de carácter artificial, especialmente en regiones con ausencia de humedales naturales, como ocurre con embalses, graveras, canteras o balsas de riego.

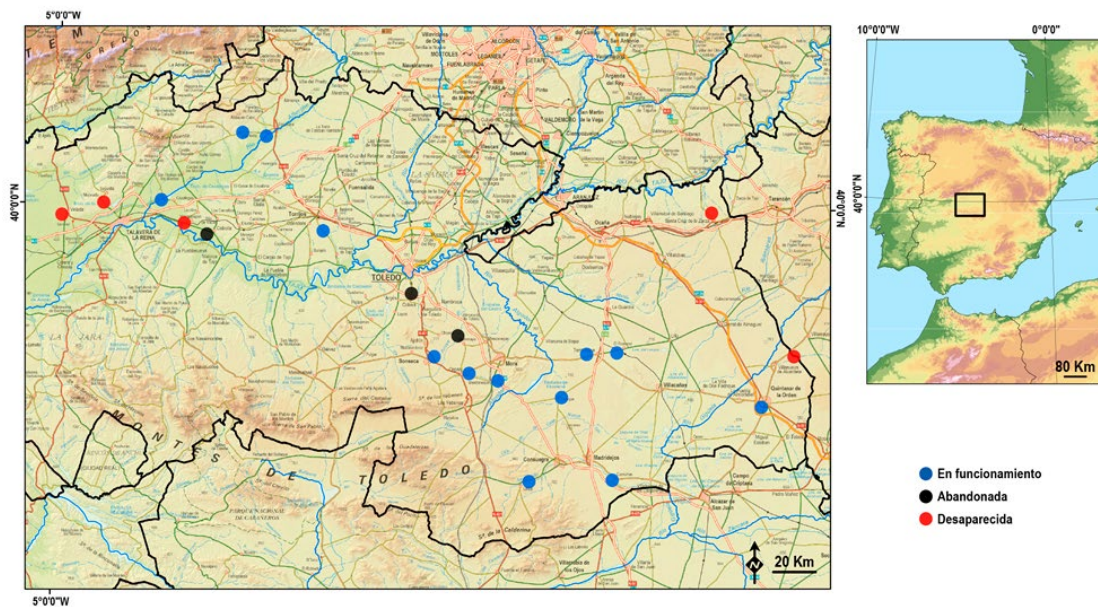
La depuración por lagunaje (Díaz, 1988; Rojo, 1988; Salas *et al.*, 2007) consiste en el almacenamiento sucesivo del agua a depurar en diversas cubetas de diferentes características durante un tiempo variable, en función de la carga orgánica aplicada y de las condiciones climáticas, de forma que la materia orgánica resulte degradada mediante la actividad de los microorganismos presentes en el medio acuático. Así, el sistema de cubetas lagunares o estanques de estabilización se clasifican en anaerobias (que se corresponden con un tratamiento primario), facultativas (parcialmente anaerobias y aerobias, tratamiento secundario) y aerobias o de maduración (tratamiento terciario). Como resultado se obtiene finalmente una calidad hídrica que puede permitir su reutilización en el regadío de cultivos.

Las depuradoras de lagunaje, pese a su reducida extensión, presentan algunas características que pueden resultar apropiadas para la nidificación de determinadas especies de aves acuáticas: niveles hídricos permanentes, tranquilidad y aislamiento por su acceso restringido (vallado perimetral), sustratos de nidificación adecuados (diques y muros pedregosos con herbáceas aisladas entre las balsas) y abundancia de alimento (agua con un alto contenido en materia orgánica). Además, el paso del tiempo y el abandono en algunos casos producen un cierto grado de naturalización, con aparición espontánea de vegetación palustre y ribereña.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Durante el período 1993–2020 (28 temporadas) se han visitado un conjunto de depuradoras de lagunaje en la provincia de Toledo, estudiando sus comunidades reproductoras de aves acuáticas. Se ha incluido también el Aguilucho Lagunero, al tratarse de una rapaz estrechamente relacionada con los humedales. La localización, características y años de censo para cada una de las 21 localidades consideradas se exponen en la Tabla 1, y la Figura 1 muestra su distribución geográfica en la provincia. Tanto la superficie global de las instalaciones (perímetro vallado) como la superficie de las cubetas lagunares existentes en ellas se han calculado directamente a partir de ortofotos del Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (MAPAMA, 2021).

Figura 1. Localización de las 21 depuradoras de lagunaje incluidas en el estudio



Fuente: USGS Shuttle Radar Topography (Spain MDE), Instituto Geográfico Nacional (Información topográfica 1:200.000).
Elaboración propia.

Los censos se han realizado durante el período reproductor (entre mediados de abril y comienzos de julio), contabilizando las parejas nidificantes en cada caso concreto.

Se valoran la abundancia y la riqueza de especies en cada una de las localidades visitadas, así como la importancia relativa de los diferentes grupos y especies a nivel global.

A nivel específico se han calculado unos sencillos índices para caracterizar de manera clara e intuitiva la importancia particular en este tipo de medios.

El índice de Dominancia (IDO) (Alonso y Purroy, 1979; Luis y Purroy, 1980) cataloga las especies según su abundancia global en “Dominantes” (cuando suponen más del 5 % de la comunidad global), “Influyentes” (entre el 2 % y el 5 %) y “Recesivas” (menos del 2 %).

Tabla 1. Localidades censadas

LOCALIDAD	AÑOS DE CENSO	Nº AÑOS	UTM	SUPERFICIE (HUMEDAL)	ESTADO ACTUAL (AÑO 2021)
Camuñas	2006-2020	15	460167/4363902	3,63 (2,25)	funcionamiento
Cazalegas	1998-2020	23		4,00 (2,77)	funcionamiento
Cebolla	1995-1996, 1998-2003, 2007-2010, 2012-2013, 2015, 2017, 2020	17		1,81 (0,86)	abandonada
Cobisa	1993, 1995-1996, 1999-2020	25	412717/4408014	1,61 (1,26)	abandonada
El Romeral	2008-2020	13	461275/4394010	5,51 (3,50)	funcionamiento
Escalona	1995-1996, 1998-2003, 2005, 2007-2010, 2012-2013, 2016, 2019-2020	18	378467/4445249	3,39 (2,53)	funcionamiento
Gerindote	1996-2001, 2003-2005, 2008-2010, 2012-2013, 2015-2017, 2020	18		4,70 (3,15)	funcionamiento
Manzaneque	1994-2020	27	433110/4387411	1,10 (0,47)	funcionamiento
Mejorada	1995-1997, 2004-2008	8		0,90 (0,40)	desaparecida
Montearagón	1995-2010	16	358981/4424713	1,15 (0,55)	desaparecida
Nombela	1995-1996, 1998-2010, 2012-2014, 2017, 2019-2020	21	372903/4446131	4,59 (2,63)	funcionamiento
Orgaz	1993-2020	28	426357/4389197	4,18 (2,83)	funcionamiento
Quintanar de la Orden	1995-2020	26	495372/4381110	5,01 (4,54)	funcionamiento
Santa Cruz de la Zarza	1995-1997, 2000-2004, 2006	9		4,56 (2,35)	desaparecida
Sonseca	1995-2020	26		3,22 (2,04)	funcionamiento
Tembleque	2005-2020	16	454114/4393701	12,13 (6,38)	funcionamiento
Turleque	1995-2020	26	448170/4383517	2,66 (1,47)	funcionamiento
Urda	1995-1996, 1998-1999, 2002-2008, 2011-2014, 2016, 2019	18		2,18 (1,59)	funcionamiento
Velada	1995-1996, 1998-2004, 2006, 2008, 2009, 2012, 2014-2016, 2020	17		2,07 (1,30)	desaparecida
Villaminaya	2007-2020	14		1,79 (1,04)	abandonada
Villanueva de Alcardete	2005-2012	8	503012/4393178	2,38 (2,24)	desaparecida

Se indican los años de censo, la localización geográfica (coordenadas UTM), la superficie aproximada (del área completa vallada y de las cubetas lagunares, en has.) y el estado actual. Fuente: datos propios. Elaboración propia.

El índice de distribución (IDI) se basa en la frecuencia aparición de cada especie en el conjunto de localidades visitadas, oscilando entre 0 (la especie no se ha localizado en ninguna de las localidades visitadas) y 1 (la especie ha criado en todas las localidades visitadas):

$IDI = n/N$, donde n es el número de lugares donde se ha detectado la especie nidificando y N el número total de localidades visitadas

En función de su valor (Velasco y Blanco, 1996) las especies pueden catalogarse como de “Amplia Distribución” (cuando aparecen en más del 75 % de las muestras), de “Distribución Media” (entre el 25 % y el 75 %) y de “Distribución Restringida” (menos del 25 %).

El índice de constancia (IC) (Alegre *et al.*, 1987; Velasco y Blanco, 1996) valora la presencia reproductora de una especie concreta en cada una de las localidades durante el período de estudio, oscilando entre 0 (la especie no se ha localizado criando en ninguno de los años en que fue visitada la localidad) y 1 (la especie ha criado en la localidad todos los años en que fue visitada):

$IC = n/N$, donde n es el número de años en que la especie fue localizada nidificando en una localidad concreta y N es el número de años en que fue muestreada dicha localidad.

Para poder obtener un índice de constancia global (ICG) para cada especie en el conjunto de localidades visitadas se ha considerado el promedio de los índices individuales por localidades (IC). En función de este índice (Alegre *et al.*, 1987; Velasco y Blanco, 1996) las especies pueden catalogarse como “Constantes” (aparecen al menos en el 70 % de los casos), “Irregulares” (entre el 20 % y el 70 %) y “Esporádicas” (menos del 20 %).

Finalmente se ha elaborado un sencillo índice de presencia (IPR) que combina dos de los índices anteriores, valorando conjuntamente la constancia y la distribución de cada especie en todo el período de estudio y en el conjunto de localidades visitadas, es decir el número de años en que cada especie crió en cada una de las localidades y el número total de localidades ocupadas cada año, oscilando entre 0 (la especie no ha sido localizada ningún año en ninguna de las localidades visitadas) y 1 (la especie ha criado todos los años en todas las localidades visitadas):

$IPR = ICG \times IDI$, donde ICG es el índice de constancia global e IDI es el índice de distribución

Para la catalogación de las especies se han considerado especies con presencia “Habitual” (índice superior al 75 %), “Escasa” (25-75 %) y “Rara” (menos del 25 %).

En la actualidad (año 2020) la mayor parte de las depuradoras consideradas continúan funcionando normalmente (13 de ellas, el 62 % del total), tres (el 14 %) se encuentran completamente abandonadas (Cebolla, Cobisa y Villaminaya), lo que ha supuesto su desecación casi completa al desaparecer los caudales que llenaban las balsas, y otras cinco (24 %) han desaparecido por completo (Mejorada, Montearagón, Santa Cruz de la Zarza, Velada y Villanueva de Alcardete). Estas alteraciones se han debido en todos los casos a la construcción de otro tipo de infraestructuras diferentes de depuración.

Para la nomenclatura de las especies se ha seguido la última Lista de las Aves de España (Rouco *et al.*, 2019).

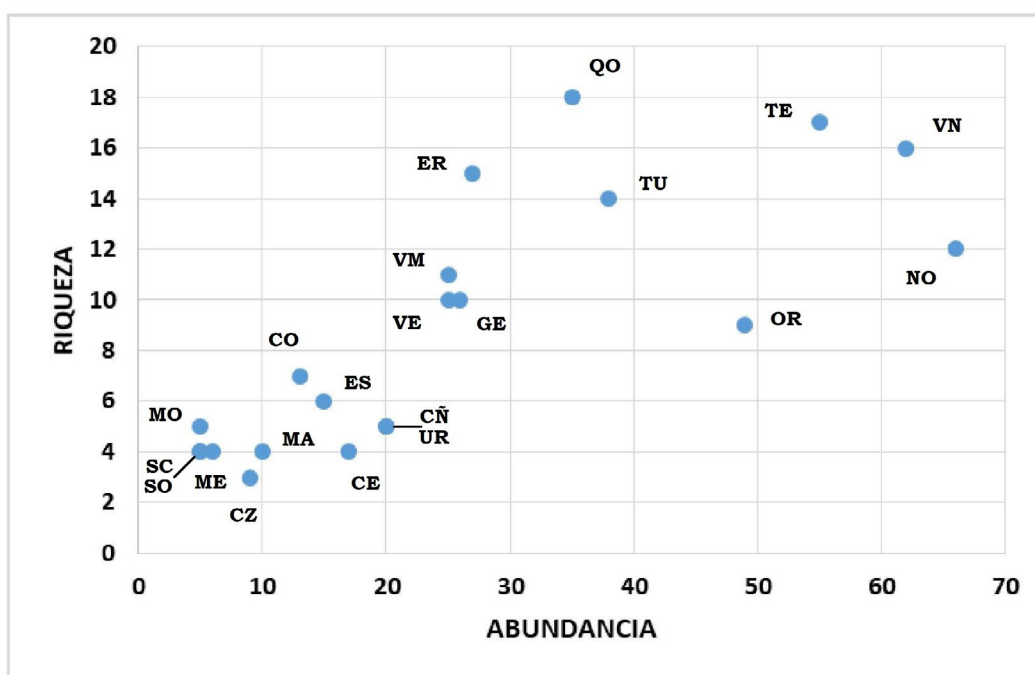
Figura 2. Algunas de las depuradoras analizadas en el área de estudio



2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En promedio cada localidad ha sido visitada en 18 temporadas, con un mínimo de 8 años (Mejorada y Villanueva de Alcardete, debido a su desaparición) y un máximo de 28 (Orgaz). Se han encontrado 22 especies nidificantes de aves acuáticas en las depuradoras de lagunaje muestreadas durante el período de estudio. En la Tabla 2 se muestran las poblaciones reproductoras de todas ellas en cada una de las localidades visitadas. En promedio la abundancia ha oscilado entre 5 y 66 parejas por localidad, con una riqueza global que varía entre las 3 y las 18 especies. Existe una correlación positiva fuerte entre los valores de riqueza y abundancia ($r_s=0,788$, $p<0,05$, $n=21$), observándose diferencias estadísticamente significativas tanto en la riqueza ($=56,29$; $p<0,01$; $n=21$) como en la abundancia ($=283,57$; $p<0,01$; $n=21$).

Figura 3. Relación entre la Abundancia y la Riqueza por localidades



CÑ (Camuñas), CZ (Cazalegas), CE (Cebolla), CO (Cobisa), ER (El Romeral), ES (Escalona), GE (Gerindote), MA (Manzanaque), ME (Mejorada), MO (Montearagón), NO (Nombela), OR (Orgaz), QO (Quintanar de la Orden), SC (Santa Cruz del Retamar), SO (Sonseca), TE (Tembleque), TU (Turleque), UR (Urda), VE (Velada), VM (Villaminaya), VN (Villanueva de Alcardete).

Fuente: datos propios. Elaboración propia

Las localidades con una mayor abundancia son Nombela, Villanueva de Alcardete, Tembleque y Orgaz (con promedio de 50 parejas o más), mientras que la mayor riqueza (superior a las 15 especies) se ha encontrado en Quintanar de la Orden, Tembleque, Villanueva de Alcardete y El Romeral.

Tabla 2. Poblaciones reproductoras de aves acuáticas por localidades (n° medio de parejas).

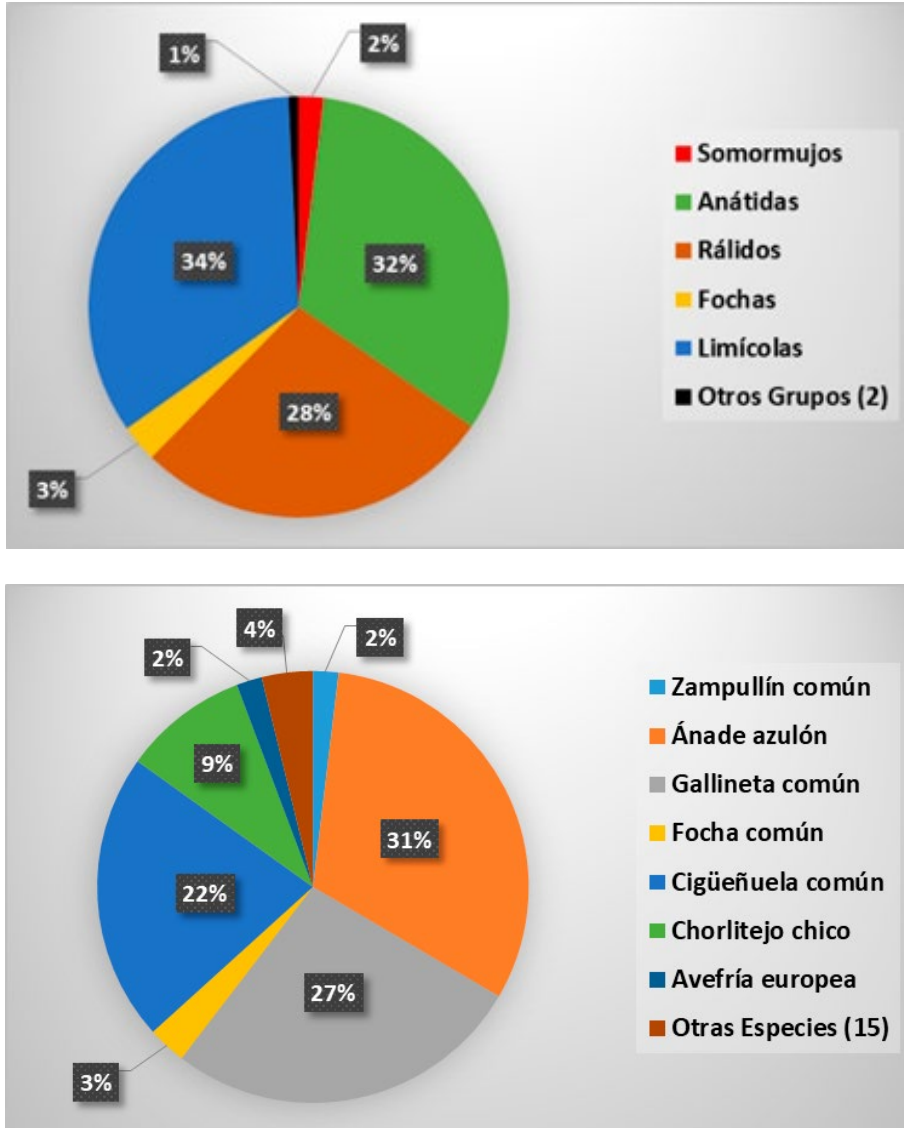
LOCALIDADES	CÑ	CZ	CE	CO	ER	ES	GE	MA	ME	MO	NO	OR	QO	SC	SO	TE	TU	UR	VE	VM	VN	%	ICG	IDI	IPR	
n° años	15	23	17	25	13	18	18	27	8	16	21	28	26	9	26	16	26	18	17	14	8	--	--	--	--	
Tachybaptus ruficollis				+	+	+	+			+	7		1			+	+		1		1	1,91	0,19	0,52	0,10	
Podiceps nigricollis																+						+	+	0,05	+	
Ciconia ciconia																			+			+	0,01	0,05	+	
Ixobrychus minutus					+						+											+	0,02	0,10	+	
Tadorna tadorna					+								+			1	+				+	0,19	0,06	0,24	0,01	
Mareca strepera					+		+				+	+	1			1	+	+	+	+	+	1	0,57	0,14	0,52	0,07
Anas platyrhynchos	7	4	4	4	9	6	5	3	1	1	27	22	5	1	1	18	16	6	8	6	11	31,55	0,90	1,00	0,90	
Spatula clypeata							+				+	+	+			+	+			1	+	0,19	0,10	0,38	0,04	
Netta rufina					+								+									+	0,01	0,10	+	
Aythya ferina	+				+								1			+	+				+	0,19	0,04	0,29	0,01	
Circus aeruginosus					1								+			1	1			1	+	0,76	0,20	0,29	0,06	
Rallus aquaticus				+	1						1		+			1	+		1	+	+	0,76	0,15	0,43	0,07	
Gallinula chloropus	4		7	6	8	2	8	3	3	2	20	5	6	2	+	14	9	7	9	10	16		0,89	0,95	0,85	
Porphyrio porphyrio											+					+	+		+			+	0,02	0,19	+	
Fulica atra				+	+	+	+				5	+	2			4	1		1	+	2	2,87	0,23	0,57	0,13	
Himantopus himantopus	5	3	4	2	4	4	9	2	1	1	2	16	11	+	2	9	6	4	3	4	21	21,61	0,84	1,00	0,84	
Recurvirostra avosetta													1			+					+	0,19	0,04	0,14	0,01	
Burhinus oedicephalus					1		+				+	+	1			1	+			+	1	0,76	0,19	0,43	0,08	
Charadrius dubius	3	2	2	2	2	3	2	2	1	1	3	4	4	1	2	3	2	3	2	2	3	9,37	0,92	1,00	0,92	
Charadrius alexandrinus													1									0,19	0,02	0,05	+	
Vanellus vanellus					1		+					1	1			2				1	4	1,91	0,21	0,33	0,07	
Tringa totanus													+								+	+	0,02	0,10	+	
TOTAL	20	9	17	13	27	15	26	10	6	5	66	49	35	5	5	55	38	20	25	25	62	--	--	--	--	
ESPECIES	5	3	4	7	15	6	10	4	4	5	12	9	18	4	4	17	14	5	10	11	16	--	--	--	--	

Se indican el número de años censados en cada lugar; y a nivel específico la importancia relativa global (%) y los índices de Constancia Global (ICG), Distribución (IDI) y Presencia (IPR). El símbolo + indica poblaciones reproductoras medias inferiores a una pareja y valores de los índices inferiores a 0,01.

Localidades: CÑ (Camuñas), CZ (Cazalegas), CE (Cebolla), CO (Cobisa), ER (El Romeral), ES (Escalona), GE (Gerindote), MA (Manzanaque), ME (Mejorada), MO (Montearagón), NO (Nombela), OR (Orgaz), QO (Quintanar de la Orden), SC (Santa Cruz del Retamar), SO (Sonseca), TE (Tembleque), TU (Turleque), UR (Urda), VE (Velada), VM (Villaminaya), VN (Villanueva de Alcardete).

Fuente: datos propios. Elaboración propia

Figura 4. Importancia relativa por grandes grupos de aves acuáticas (arriba) y a nivel específico (abajo)



Fuente: datos propios. Elaboración propia

A nivel de grandes grupos de aves acuáticas dominan las Limícolas (con el 34 % del total), las Anátidas (32 %) y los Rálidos (28 %). Entre estos tres gremios suponen el 94 % de las aves reproductoras en el conjunto de localidades prospectadas. Las Fochas y los Somormujos presentan mucha menor importancia (2-3 %), mientras que Rapaces y Cigüeñas carecen de interés global.

A nivel específico las especies Dominantes serían el Ánade azulón (con el 31 % del total), la Gallineta común (27 %), la Cigüeñuela común (22 %) y el Chorlitejo chico (9 %); entre las cuatro suman casi el 90 % de la comunidad nidificante total. Especies Influyentes serían la Focha común, el Zampullín común y la Avefría europea (2-3 %). Las restantes 15 especies pueden catalogarse como Recesivas (ver Tabla 2).

En la Figura 5 se muestran los índices específicos de Constancia Global (ICG), Distribución (IDI) y Presencia (IPR) para las 22 especies reproductoras localizadas. Sus valores concretos pueden consultarse en la Tabla 2. Respecto a la Constancia, se han localizado cuatro especies Constantes (Ánade azulón, Gallineta común, Cigüeñuela europea y Chorlitejo chico, el 18 % de las detectadas), dos Irregulares (Focha común y Avefría europea, 9 %) y 16 Esporádicas (el 73 % restante). En cuanto a la Distribución hay cuatro especies de Amplia Distribución (Ánade azulón, Gallineta común, Cigüeñuela común y Chorlitejo chico, el 18 % de las detectadas), nueve especies con Distribución Media (Zampullín común, Ánade friso, Cuchara común, Porrón europeo, Aguilucho lagunero, Rascón europeo, Focha común, Alcaraván común y Avefría europea, el 41 %) y otras nueve especies de Distribución Restringida (el 41 % restante). En relación con la Presencia se encuentran cuatro especies Habituales (Ánade azulón, Gallineta común, Cigüeñuela común y Chorlitejo chico, el 18 % del total), ninguna Escasa y 18 Raras (el 82 % restante).

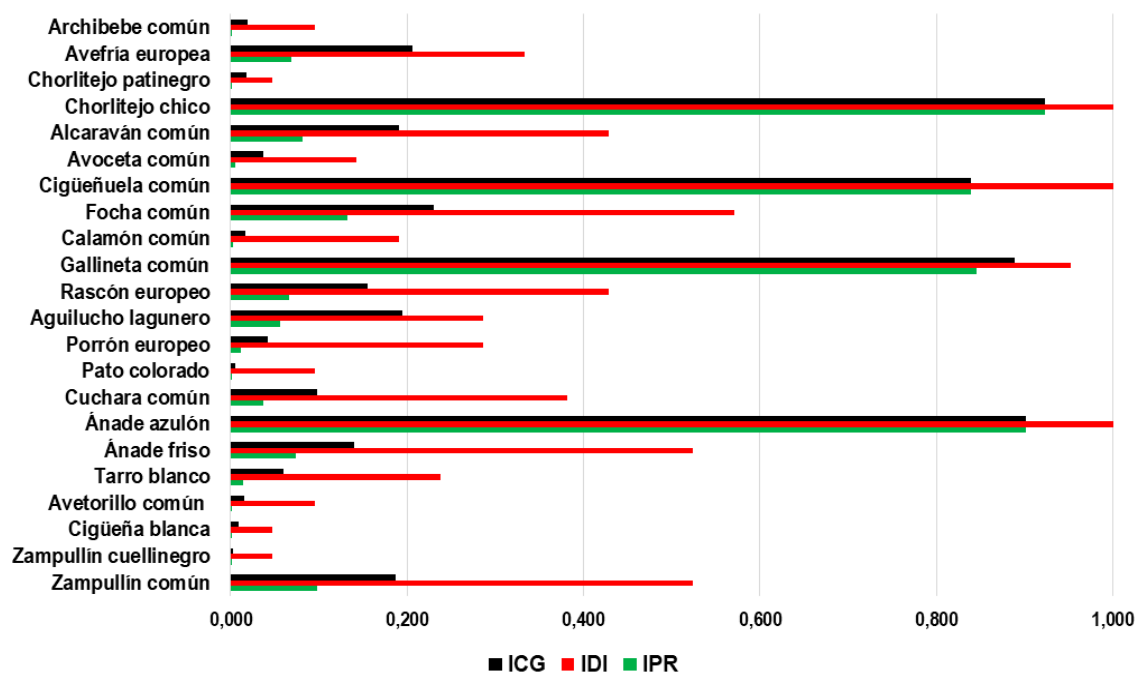
Resumiendo todo lo anterior, la comunidad de aves acuáticas reproductoras en el conjunto de depuradoras de lagunaje visitadas está constituida fundamentalmente por un grupo de cuatro especies que podrían calificarse como típicas de este tipo de medios (Ánade azulón, Gallineta común, Cigüeñuela común y Chorlitejo chico), que resultan las más numerosas, constantes y ampliamente distribuidas, y que constituyen el grueso de los efectivos nidificantes; otro conjunto de tres especies de distribución media pero poblaciones escasas y aparición más irregular (Zampullín común, Focha común y Avefría europea); seis especies que presentan una distribución media pero con cría bastante escasa y esporádica (Ánade friso, Cuchara común, Porrón europeo, Aguilucho lagunero, Rascón europeo y Alcaraván común) y las nueve especies restantes que pueden considerarse como nidificantes más o menos ocasionales. Ninguna especie ha sido localizada criando todos los años en todas las localidades visitadas y sólo tres de ellas se han detectado en las 21 depuradoras visitadas (Ánade azulón, Cigüeñuela común y Chorlitejo chico).

Para valorar los efectivos registrados se han utilizado las últimas estimaciones disponibles a nivel nacional, incluidas en el Atlas de las Aves Reproductoras de España (Sociedad Española de Ornitología, 2003). A nivel regional y provincial no existen datos disponibles. La cifra de 49 parejas de Chorlitejo chico que han criado en promedio en el conjunto de las depuradoras visitadas tendría importancia a nivel nacional, ya que supone el 1,14 % de las 4277 parejas estimadas para todo el país. Las poblaciones medias de Cigüeñuela común (113 parejas) y de Avefría europea (10 parejas) se acercan también al 1 % de los efectivos totales estimados para España (cifrados respectivamente en 14 000-15 500 y 1600 parejas), suponiendo el 0,77 % y 0,62 %, respectivamente, del total nacional. A nivel nacional puede destacarse asimismo la nidificación muy escasa del Tarro blanco y del Cuchara común, escasos nidificantes en España (menos de 250 parejas en total). También resulta de interés la cría de otras tres especies que cuentan con efectivos inferiores a las 1000 parejas a nivel nacional (como Zampullín cuellinegro, Aguilucho lagunero y Archibebe común).

De las 22 especies reproductoras detectadas 13 de ellas (el 59 % del total) están incluidas en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, 2011), y siete (el 32 %) se encuentran amenazadas a nivel nacional, estando catalogadas en el Libro Rojo de las

Aves de España (SEO/BirdLife, 2004), tres en la categoría de Vulnerable (Pato colorado, Chorlitejo patinegro y Archibebe común) y cuatro como “Casi Amenazadas” (Zampullín cuellinegro, Tarro blanco, Cuchara común y Alcaraván común).

Figura 5. Índices específicos para las 22 especies de aves acuáticas detectadas: Constancia Global (ICG), Distribución (IDI) y Presencia (IPR).



Fuente: datos propios. Elaboración propia

A nivel regional 14 especies (el 64 % de todas las detectadas) se consideran amenazadas, estando incluidas en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas (Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, 1998), seis dentro de la categoría “Vulnerable” (Zampullín cuellinegro, Avetorillo común, Tarro blanco, Aguilucho lagunero, Calamón común y Avoceta común) y ocho como “De Interés Especial” (Zampullín común, Cigüeña blanca, Rascón europeo, Cigüeñuela común, Alcaraván común, Chorlitejo chico, Chorlitejo patinegro y Archibebe común).

Finalmente, a continuación se expone un breve comentario para valorar la situación y evolución concretas de cada una de las 22 especies detectadas durante el período de estudio en las 21 depuradoras de lagunaje visitadas:

- Zampullín común (*Tachybaptus ruficollis*): especie escasa, aunque detectada en algo más de la mitad de las localidades visitadas. Nombela acumula la mayor parte de sus efectivos, habiendo sido detectada allí en los 21 años de censo, en ocasiones con poblaciones de hasta 10-15 parejas, aunque en los últimos tiempos parece haber disminuido considerablemente (sólo 3-5 parejas en el período 2013-2020). Puede ocupar todo tipo de humedales de agua dulce y buena calidad del agua, construyendo nidos flotantes entre la vegetación acuática o ribereña.
- Zampullín cuellinegro (*Podiceps nigricollis*): presencia ocasional muy esca-

sa, estando presente únicamente una temporada en una sola localidad (2 parejas en Tembleque en el año 2008). Especie amenazada en Castilla-La Mancha (catalogada como Vulnerable), de distribución típicamente manchega, donde selecciona lagunas endorreicas con aguas abiertas y abundante vegetación helofítica para criar.

- Cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*): presente sólo en Velada, con una pareja reproductora afincada varios años en un poste artificial ubicado al efecto. Nidifica en todo tipo de medios, en grandes árboles y edificios.
- Avetorillo común (*Ixobrychus minutus*): especie escasa y localizada en Castilla-La Mancha, donde se encuentra amenazada (estando calificada como Vulnerable). Muy ligada a la presencia de vegetación palustre, poco desarrollada en el tipo de medios visitados. Detectadas parejas aisladas sólo en dos localidades (El Romeral y Nombela) y de forma esporádica.
- Tarro blanco (*Tadorna tadorna*): especie amenazada a nivel regional (donde se cataloga como Vulnerable) y relativamente escasa a nivel nacional, que en Castilla-La Mancha ocupa principalmente los humedales manchegos. En expansión como reproductora durante todo el siglo XXI. Ha sido detectada en cinco de las seis depuradoras situadas en La Mancha toledana. Cría habitual en Tembleque desde el año 2008 y en Quintanar de la Orden a partir del 2014 (1-2 parejas en ambos), con nidificación ocasional en El Romeral, Turleque y Villanueva de Alcardete.
- Anade friso (*Mareca strepera*): especie en expansión como nidificante a nivel nacional y regional, bastante bien distribuido (ha sido detectado en más de la mitad de las depuradoras visitadas). Siempre resulta escaso, con presencia esporádica y rara a nivel global. Cría habitual en Tembleque (desde el año 2008, con máximo de 4 parejas) y Quintanar de la Orden (hasta 3 parejas, a partir del año 2011).
- Ánade azulón (*Anas platyrhynchos*): la especie más numerosa (promedio conjunto de 165 parejas reproductoras durante el período estudiado), que ocupa todas las localidades visitadas, y la segunda en los índices de constancia y presencia, faltando alguna temporada en varios de los lugares visitados. Puede ocupar todo tipo de humedales, donde cría en áreas herbáceas cercanas al agua. Las mayores poblaciones se encuentran en las depuradoras de Nombela (27 parejas en promedio), Orgaz (22), Tembleque (18) y Turleque (16).
- Cuchara común (*Spatula clypeata*): muy escasa como reproductora a nivel nacional, aunque se encuentra en aumento. Presente de manera muy escasa y esporádica en ocho de las depuradoras visitadas, generalmente parejas aisladas de forma ocasional. Los mejores lugares son Orgaz (presente en la mitad de los 28 años de censo, con máximo de 3 parejas) y Turleque (donde se registra en 11 de los 26 años de censo). En Villaminaya criaron 1-3 parejas en el período 2007-2010, pero posteriormente desapareció, coincidiendo con el abandono de la depuradora.
- Pato colorado (*Netta rufina*): cría ocasional, estando presente únicamente en Quintanar de la Orden (1 pareja en 2017) y en El Romeral (cría posible en el año 2010). Típicamente asociado a los humedales endorreicos man-

- chegos, tratándose de una especie amenazada a nivel nacional, que aparece catalogada como Vulnerable en el Libro Rojo de las Aves de España.
- Porrón europeo (*Aythya ferina*): nidificante muy escaso, raro y esporádico, que ha sido detectado en las seis depuradoras situadas en la comarca manchega. La mejor localidad es Quintanar de la Orden, donde ha aumentado en tiempos recientes, con cifras de entre 2 y 14 parejas en el período 2016-2020. Ocasional en el resto de localidades donde se ha registrado.
 - Aguilucho lagunero (*Circus aeruginosus*): la rapaz típica de los humedales, que en las depuradoras estudiadas resulta escasa, al necesitar vegetación palustre desarrollada para nidificar. Aun así está presente en seis de ellas (cinco situadas en la comarca manchega), donde nidifican parejas aisladas. En El Romeral y Tembleque presente durante todo el período estudiado, en Turleque nidifica desde el año 2002, en Quintanar de la Orden desde el 2013 y en Villanueva de Alcardete en el intervalo 2009-2012 (hasta su desecación). Fuera de La Mancha, Villaminaya mantiene una pareja reproductora asociada, que no siempre nidifica en los límites de la depuradora.
 - Rascón europeo (*Rallus aquaticus*): especie de difícil detección, al mantenerse oculto en las manchas de vegetación palustre que habita. Muy escaso en el conjunto de depuradoras muestreadas, que presentan poco desarrollo de la vegetación helofítica. Presente al menos en nueve localidades, con cifras muy bajas (máximo de 2 parejas algún año concreto) y presencia rara y esporádica a nivel global. Los mejores lugares han sido Cobisa (1-2 parejas hasta su desecación), Nombela (1-2 parejas a partir del año 2006), El Romeral (con presencia intermitente), Tembleque (a partir del año 2010) y Velada (período 1998-2014, hasta su transformación).
 - Gallineta común (*Gallinula chloropus*): la segunda especie más numerosa, detectada en todas las depuradoras visitadas excepto Cazalegas, con un promedio total de 141 parejas nidificantes. Altos índices de constancia y presencia también, faltando algunos años en localidades con muy baja cobertura vegetal (como Sonseca o Montearagón). Soporta perfectamente aguas con mucha carga orgánica y áreas fuertemente humanizadas, siempre que disponga de una mínima cobertura herbácea o palustre donde refugiarse y nidificar. Las mejores localidades han sido Nombela (promedio de 20 parejas en el período estudiado), Villanueva de Alcardete (16, pero con sólo ocho años de censo, por su desecación) y Tembleque (14 parejas).
 - Calamón común (*Porphyrio porphyrio*): escasa y amenazada a nivel regional (donde se cataloga como Vulnerable), que ocasionalmente ha sido detectada en cuatro de las depuradoras visitadas, siempre asociada a manchas de vegetación palustre espesa, donde habita y nidifica. El mejor lugar es Nombela, con buena cobertura de espadaña (su base alimenticia), donde 1-2 parejas estuvieron presentes en el período 2009-2013, desapareciendo posteriormente. Las otras localidades donde se detectó de manera esporádica fueron Tembleque (1 pareja en 2012), Turleque (1-2 parejas en 1998) y Velada (1 en 2006).
 - Focha común (*Fulica atra*): muy numerosa a nivel nacional, pero que como nidificante resulta bastante escasa en las depuradoras de lagunaje visita-

das, con presencia irregular. Detectada en poco más de la mitad de ellas (12 de 21), destacando Nombela (promedio de 5 parejas, con máximo de 14-15 en 2005, y presencia reproductora en 20 de los 21 años en que fue visitada). Otros lugares de interés son Tembleque (promedio de 4 parejas, con cifras muy altas en 2008: 18-21), Quintanar de la Orden (presencia continuada desde el año 2008, con media de 2 parejas y cifras de 7-8 alguna temporada) y Villanueva de Alcardete (2-7 parejas en 2008-2011).

- Cigüeñuela común (*Himantopus himantopus*): otra de las especies características de este tipo de medios, que ha criado en los 21 lugares visitados durante el período de estudio. Altos índices de constancia y presencia (por encima del 80%). Nidifica en el suelo, en las áreas pedregosas que rodean las balsas de depuración. Los mejores lugares han sido Villanueva de Alcardete (promedio de 21 parejas en los ocho años de censo, y poblaciones importantes de 50-60 parejas en 2005-2006 que disminuyen bastante en los años posteriores, hasta su desecación), Orgaz (16 parejas en promedio, con hasta 35-40 en el año 2004, y disminución severa a partir del 2013) y Quintanar de la Orden (11 parejas, con máximo de 23-26 en 2003). En conjunto se han estimado 113 parejas nidificantes de media durante el período estudiado en las 21 depuradoras visitadas.
- Avoceta común (*Recurvirostra avosetta*): limícola típicamente relacionada con los humedales salinos manchegos, que ocasionalmente puede criar en depuradoras de lagunaje, a menudo asociada con cigüeñuelas. En Quintanar de la Orden detectada en 15 de los 26 años de censo, siempre en muy bajas cantidades (1-3 parejas). Además presencia esporádica como reproductora en Villanueva de Alcardete y Tembleque (una sola temporada en cada una de ellas). Amenazada a nivel regional, donde se cataloga como Vulnerable.
- Alcaraván común (*Burhinus oediconemus*): aunque se trata de una especie esteparia, que habita principalmente cultivos, baldíos y pastizales alejados de humedales, ocasionalmente ocupa las depuradoras de lagunaje, aprovechando los sustratos pedregosos situados entre las balsas. Así parejas aisladas han sido registradas en 9 de los 22 lugares prospectados, aunque de manera irregular. Tembleque es la localidad donde resulta más frecuente, habiendo sido detectado allí en 14 de los 16 años de censo.
- Chorlitejo chico (*Charadrius dubius*): especie muy característica de este tipo de medios, que le resultan muy adecuados para criar. Nidifica en las áreas pedregosas existentes entre las balsas de depuración y en los alrededores de éstas, y ha sido detectado en todas las localidades prospectadas, aunque siempre en bajas cantidades (máximos de 3-4 parejas de media por localidad). Presenta además los más altos índices de constancia y de presencia entre las 22 especies detectadas, lo que muestra su adaptación a las depuradoras de lagunaje, por lo que podría considerarse la especie más representativa de ellas. Los efectivos nidificantes asentados en el conjunto y período estudiados (49 parejas de media) tienen importancia global para la especie tanto a nivel regional como nacional. Los mejores lugares han sido Orgaz, Quintanar de la Orden, Camuñas, Escalona, Nombela, Tembleque, Urda y

- Villanueva de Alcardete. Cauces fluviales, graveras y bordes de humedales de agua dulce son los lugares donde nidifica.
- Chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*): principalmente asociado en Castilla-La Mancha a los humedales salinos manchegos, resultando ocasional su presencia en las depuradoras de lagunaje. Detectada únicamente en Quintanar de la Orden (estando presente en 10 de los 26 años que se visitó), donde parece establecida en tiempos recientes (1-2 parejas anualmente en el período 2016-2020). Amenazado a nivel nacional, estando catalogado como Vulnerable en el Libro Rojo de las Aves de España.
 - Avefría europea (*Vanellus vanellus*): aunque prefiere prados húmedos y pastizales encharcados en orillas de humedales para criar, también ocupa de manera muy escasa las depuradoras de lagunaje, habiendo sido detectada en la tercera parte de los lugares visitados. Bajos índices de constancia (considerada como Irregular) y muy bajos de presencia (Rara). No obstante, la cifra de 10 parejas estimadas en promedio para el conjunto muestreado tiene con seguridad importancia a nivel regional (donde la Avefría presenta efectivos de apenas unos pocos cientos de parejas, y en progresiva disminución). Lugares destacados son Villanueva de Alcardete (4 parejas de media en 2005-2012, con hasta 11-12 en 2005), Tembleque (1-4 parejas criando de manera continuada entre 2008 y 2020), Villaminaya (1-2 parejas entre 2007 y 2020), Orgaz y Quintanar de la Orden (nidificación intermitente, con 1-3 parejas) y El Romeral (donde criaron 1-3 parejas en el período 2008-2014, habiendo desaparecido posteriormente).
 - Archibebe común (*Tringa totanus*): especie muy escasa como reproductora a nivel nacional y regional, incluida como Vulnerable en el Libro Rojo de las Aves de España. Principalmente cría en pastizales húmedos y áreas herbáceas encharcadas, resultando ocasional su presencia nidificante en las depuradoras de lagunaje, cuyo hábitat en principio le resulta poco favorable. Detectada sólo en dos localidades durante el período estudiado: Villanueva de Alcardete (1-2 parejas en los años 2005-2006) y Quintanar de la Orden (presente en cuatro de las 26 temporadas de muestreo, sólo con cría posible).

Como ya se ha indicado, las depuradoras de lagunaje, si bien por su reducida extensión, características estructurales y aprovechamiento humano no pueden sustituir a los humedales naturales como áreas de reproducción para las aves acuáticas, sí que resultan adecuadas para unas pocas especies (en algunos casos de bastante interés) en cantidades moderadas-bajas. Con un manejo apropiado y respetuoso aumentan la disponibilidad de hábitat disponible para un buen número de especies, y con seguridad deben resultar más importantes en regiones áridas, con escasez de otro tipo de humedales o donde éstos presentan unos ciclos de encharcamiento muy estacionales que impiden habitualmente el éxito reproductor. También representan sin duda puntos de interconexión y parada aleatoria en las rutas migratorias y en los desplazamientos estacionales realizados habitualmente por casi todas las especies de aves acuáticas.

Figura 6. Algunos elementos característicos (columna izquierda) y valiosos (columna derecha) de las depuradoras estudiadas



De arriba a abajo y de izquierda a derecha, Ánade real, Calamón común, Gallineta común, Zampullín cuellinegro, Cigüeñuela, Pato colorado, Chorlitejo chico y Chorlitejo patinegro.

Fuente: imágenes de los autores. Elaboración propia.

4. BIBLIOGRAFÍA

- ALEGRE, J., FERNÁNDEZ, F., HERNÁNDEZ, A. & SÁNCHEZ, A.J. (1987). Estudio ecológico de las comunidades de aves invernantes en los parques de León. *Ecología*, 1, 211-223.
- ALONSO, J.A. & PURROY, F.J. (1979). *Avifauna de los parques de Madrid*. Naturalia Hispanica, 18. Madrid: ICONA.
- ÁLVAREZ COBELAS, M., CATALÁN, J. & GARCÍA DE JALÓN, D. (2005). 2. Impactos sobre los ecosistemas acuáticos continentales. En J.M. Moreno, (Coord.). *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del Cambio Climático* (113-146). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- CONSEJERÍA DE AGRICULTURA Y MEDIO AMBIENTE. (1998). Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Castilla-La Mancha. *DOCM*, 22: 3391-3398.
- DÍAZ, J.A. (1988). *Depuración de aguas residuales*. Madrid: MOPU. Centro de Publicaciones.
- LUIS, E. & PURROY, F.J. (1980). Evolución estacional de las comunidades de aves de la isla de Cabrera (Baleares). *Studia Oecologica*, 1: 181-223. Retrieved from <https://buleria.unileon.es/handle/10612/3949>
- MAPAMA. (2021). Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas. Retrieved from <https://sigpac.mapama.gob.es/fega/visor/>
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. (2011). Listado de Especies Silvestres en régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. *BOE*, 46 (23 de febrero de 2011): 20.912-20.951.
- ROJO, E. (1988). *Aspectos biológicos del lagunaje. Cuadernos Técnicos*, 3. Murcia: Consejería de Política Territorial y Obras Públicas. Comunidad Autónoma de Murcia. Murcia.
- ROUCO, M., COPETE, J. L., DE JUANA, E., GIL-VELASCO, M., LORENZO, J. A., MARTÍN, M., MILÁ, B., MOLINA, B. & SANTOS, D.M. (2019). *Lista de las aves de España. Edición de 2019*. Madrid: SEO/BirdLife.
- SALAS, J.J., PIDRE, J.R. & SARDÓN, N. (2007). *Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales*. Sevilla: CENTA. Sevilla.
- SEO/BIRDLIFE. (2004). *Libro Rojo de las Aves de España*. Madrid: Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife.
- SOCIEDAD ESPAÑOLA DE ORNITOLOGÍA. (2003). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente.
- VELASCO, T. & BLANCO, G. (1996). Descripción de la comunidad invernal de aves en un parque urbano. *Airo*, 7 (1): 26-35.

LAS TURBERAS DE LA CORDILLERA DE TALAMANCA (COSTA RICA): DIVERSIDAD BIOLÓGICA Y GESTIÓN

THE HIGHLAND BOGS OF TALAMANCA MOUNTAIN RANGE (COSTA RICA): BIOLOGICAL DIVERSITY AND MANAGEMENT

Frank González Brenes¹, Yazmín León Alfaro² y Nieves López-Estébanez³

¹ Laboratorio de Ecología Urbana, Universidad Estatal a Distancia, Costa Rica, fgonzalezb@uned.ac.cr, <https://orcid.org/0000-0002-6651-7681>

² Centro de Investigaciones sobre Diversidad Cultural y Estudios Regionales, Universidad de Costa Rica, yazmin.leonalfaro@ucr.ac.cr, <https://orcid.org/0000-0002-6859-6176>

³ Departamento de geografía, Universidad Autónoma de Madrid, nieves.lopez@uam.es, <https://orcid.org/0000-0002-4556-0314>

Resumen

La Cordillera de Talamanca, rica en biodiversidad y ecosistemas, alberga humedales de turbera localizados en los pisos altitudinales de los bosques montano-bajos y montano-altos, dominados por roble encino (*Quercus* spp.). Sin embargo, florísticamente están más relacionados con la vegetación de páramo de elevaciones superiores a 3.100 m. El estudio analizó la flora de tres turberas a lo largo de la carretera entre los 2.400 m y 3.107 m, bajo diferentes categorías de manejo y de intervención. Se observó una menor riqueza específica en la turbera de El Empalme, situada a menor altitud, históricamente sometida a mayor presión agroproductiva. Las turberas localizadas a mayor altitud mostraron un incremento en la diversidad, principalmente de géneros como *Blechnum* en asociación con el género de briófitas *Sphagnum*. Además, se encontró una composición de flora distinta hacia las zonas limítrofes con la carretera Interamericana Sur, con presencia de especies de menor demanda hídrica, principalmente géneros como *Rubus*, *Pteridium*, *Comarostaphyllis*, entre otros. A partir de la composición florística identificada, se determinó la efectividad de las medidas de manejo dentro de los espacios protegidos para conservar la integridad biológica de estos ecosistemas.

Palabras clave: Talamanca, turbera de altura, biodiversidad, conservación, impacto antrópico, páramo tropical.

Abstract

The Talamanca Range, rich in biodiversity and ecosystems, hosts many peat bog wetlands located in the altitudinal floors of the lower montane and upper montane forests, dominated by oak trees (*Quercus* spp.). However, floristically they are more related to paramo vegetation at elevations over 3,100 m. The study analyzed the flora of three peat bogs along the road between 2,400 m and 3,107 m, under different

categories of management and intervention. A lower biological diversity was determined in the El Empalme peat bog, located at a lower altitude, historically exposed to strong agro-productive pressure. Peat bogs located at higher elevation showed higher diversity, mainly of genera such as *Blechnum* in association with the genus of bryophytes *Sphagnum*. In addition, a different flora composition was found along the Inter-American Highway bordering, with the presence of species with less hydric demand, mainly genera such as *Rubus*, *Pteridium*, and *Comarostaphyllis*, among others. From the identified floristic composition, the effectiveness of the management measures within the protected areas to maintain the biological integrity in the peatlands was determined.

Keywords: Talamanca, Highland bog, biodiversity, conservation, human impact, tropical *Paramo*.

1. INTRODUCCIÓN

Las turberas tropicales se encuentran en Asia oriental continental, Asia sudoriental, El Caribe y América Central, América del Sur y África meridional. En el caso de Sudamérica y América Central se trata de ecosistemas de montaña, muy sensibles y con balance hídrico positivo en áreas poco extensas (Luteyn, 2005). En América Central, la vegetación de los sistemas montañosos elevados se organiza en zonas o pisos altitudinales determinados por las condiciones climáticas (Herrera y Gómez, 1993; Kappelle, 1996). Este es el caso de la Cordillera de Talamanca en Costa Rica, donde se distinguen los bosques de tierras bajas (0-500 m), los bosques premontanos (500-1.200 m), los bosques montano-bajos (1.200-2.100 m), los bosques montano-altos (2.100-3.100 m), los bosques y matorrales subalpinos (3.100-3.300 m) y los matorrales y herbazales alpinos (3.300-3.819 m). Estos dos últimos pisos pertenecen al ecosistema del páramo de altura centroamericano, correspondiente con la zona neotropical del bioma pantropical alpino-subalpino húmedo (Kappelle y Horn, 2005).

Dentro de esta secuencia altitudinal de vegetación se localizan las turberas, cuya presencia no obedece al clima, sino a las condiciones edáficas, geomorfológicas y topográficas (Brak *et al.*, 2005). Estos humedales se desarrollan en depresiones topográficas, sobre terrenos mal drenados y en condiciones de inundación periódica, en los bosques tropicales de altura y en algunas laderas de los páramos (Ramsar, 2008; Jiménez, 2016 Kappelle y Horn, 2016). Las turberas se encuentran inmersas en el dominio de los *Quercus* de origen Holártico (pisos montano-bajo y montano-alto) (Kappelle y Horn, 2005), aunque florística y estructuralmente guardan mayor similitud con los páramos (Gómez, 1986; Brak *et al.*, 2005; Jiménez, 2016). Algunas de ellas se caracterizan por presentar formaciones boscosas, mientras otras alojan importantes cantidades y variedades de musgos de *Sphagnum*, estimándose que este briófito es el aporte fundamental en la formación de la turba de estos humedales (Finlayson *et al.*, 2019).

Pese a que su extensión en Costa Rica es muy reducida (2%) (Hofstede, 2003), el interés de su conservación es muy alto, pues se trata de ecosistemas extremadamente frágiles (Sistema Nacional de Áreas de Conservación de Costa Rica [SINAC], 2014), que tienen entre sus impactos más frecuentes la recurrencia de incendios (Horn y

Kappelle, 2009; Kern *et al.*, 2018), erosión del suelo, pastoreo excesivo o el impacto del cambio climático (Corrales, 2018; León y Reyes, 2018; Chunchu y Chunchu, 2019; Correa *et al.*, 2020).

Las modificaciones en las condiciones climáticas están siendo especialmente impactantes en las turberas tropicales (Chimner & Karberg, 2008; Benavides *et al.*, 2013; Corrales, 2018; Moomaw *et al.*, 2018) y en las ecuatoriales (Page *et al.*, 2004; Correa *et al.*, 2020). Por ejemplo, la hidrología de estos espacios está cambiando con la aparición en las últimas décadas de regímenes hídricos locales más húmedos o más secos (Mallakpour y Villarini, 2015). Esta situación es preocupante, dado que estos humedales interceptan los flujos de escorrentía superficial y subsuperficial, regulando el ciclo hidrológico (Kappelle, 1996; Benavides *et al.*, 2013). En este sentido, los recientes fuegos antropogénicos que han afectado los ecosistemas de páramo, también ponen en riesgo a los humedales afectando su dinámica hidrológica y la capacidad del suelo de retener agua (Kappelle y Horn, 2005), por lo que es imprescindible identificar las amenazas directas e indirectas e identificar las especies de flora y fauna más sensibles en respuesta al cambio climático e hidrológico (Ramsar, 2008; Pitchford *et al.*, 2012).

En este contexto, la investigación que se plantea tiene como objetivos responder a las siguientes interrogantes: ¿cómo es la flora de las turberas de Talamanca? ¿qué dinámicas presentan estas turberas en la actualidad? ¿cuáles son las amenazas e impactos que soportan? Y, finalmente, ¿influye el manejo privado o la inclusión en Espacios Naturales Protegidos en su conservación?

2. ÁREA DE ESTUDIO, MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

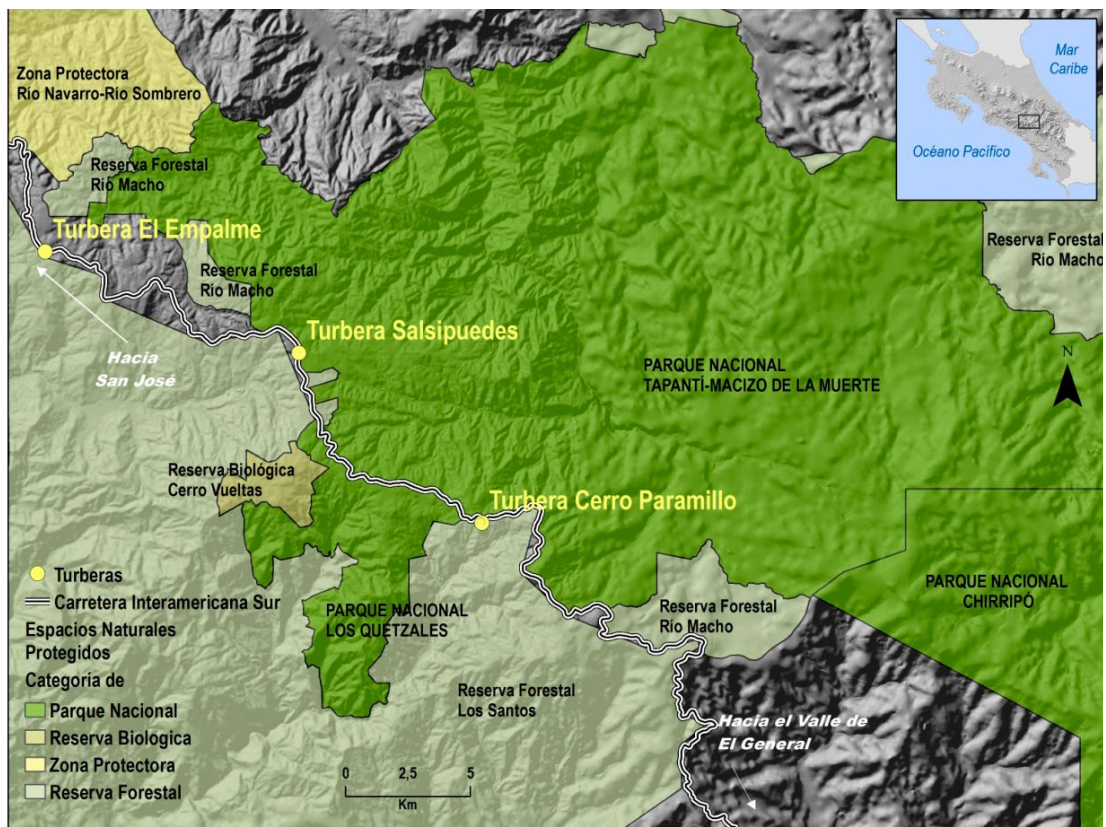
La Cordillera de Talamanca, de origen vulcano-plutónico, es el cordal montañoso más elevado de Costa Rica, culminando en el Cerro Chirripó, con 3.821 m de altitud (Bergoeing, 2007), y cuyo levantamiento constituyó la formación definitiva del puente entre América del Norte y América del Sur, a partir del vulcanismo ocurrido hasta el Mioceno y, posterior a éste, la formación intrusiva de Talamanca (Alfaro *et al.*, 2018).

La investigación llevada a cabo se localiza en el Macizo Buenavista, el sector más noroccidental de la cordillera de Talamanca, en un tramo altitudinal entre los 2.400 m de altitud, en las cercanías de El Empalme y los 3.107 m, en la cumbre del Cerro Paramillo (Figura 1). La topografía del área culminante es una cresta diseccionada hacia la cuenca del Pacífico por profundos barrancos y quebradas que inciden en esta superficie y que producen desprendimientos, deslizamientos y erosión remontante en las cabeceras fluviales. Mientras, las vertientes hacia el Caribe presentan unas pendientes más moderadas que las del Pacífico, siendo menores a 45 grados. Por encima de los 3.000 m de elevación existen superficies llanas con pendientes suaves, asociadas a los cambios climáticos del Cuaternario, cuando masas de hielo permanente se establecieron en el sector de los páramos, ocasionando relieves periglaciares en las cumbres más altas (Lachniet *et al.*, 2005).

En el área estudiada se identifican tres ecosistemas: el ecosistema andino inter-tropical del Páramo, que en América Central se conoce como páramo ístmico y que puede ser un área disyunta de los páramos andinos, ya que su adaptación a los hábitats de alta montaña les impide migrar más al norte del continente y que se desarrollan en Costa Rica y el sector norte de Panamá (por encima de los 3.100 m); el bosque tropical Montano Nuboso de *Quercus* (Kappelle, 1996); y los humedales de altura en forma de turberas, localizados dentro de los robledales de altura y los páramos ístmicos (Vargas y Sánchez, 2005).

Las turberas de la Cordillera de Talamanca fueron declaradas sitio Ramsar en el año 2003 (Sitio Ramsar: 1286) cubriendo una superficie de 192.520 hectáreas, incluidos varios ENP (Espacios Naturales Protegidos) que constituyen un inmenso corredor biológico (Ramsar, 2018). No obstante, el área es atravesada por la carretera Interamericana Sur, construida entre 1942 y 1946, cuya apertura causó gran impacto sobre los bosques de *Quercus* de altura debido a la tala, la producción de carbón y la apertura de pastos para el ganado (Horn, 1989).

Figura 1. Área de estudio



2.2. Métodos

2.2.1 Inventariación

Se seleccionaron tres turberas en el macizo de Buenavista, a lo largo de la divisoria continental de aguas y distribuidas entre los 2.400 m y los 3.107 m de altitud. El con-

junto seleccionado presentaba características altitudinales y de estado de conservación diferentes, lo cual permitió realizar una caracterización más amplia de la situación de este tipo de ecosistema.

Se realizaron 23 inventarios (El Empalme: 5; Salsipuedes: 13; Paramillo: 6) estableciéndose para cada uno de ellos una superficie de 4 m². Se desarrolló un muestreo de especies por estratos (5 estratos: arbóreo: > de 2.5 m; arbustivo: ≤ de 2.5 m; herbáceo; costra líquénica y epífita), en los que se incluyeron plantas vasculares, musgos, hepáticas y líquenes. Para cada estrato se identificaron las especies, y se estimó su cobertura calculada como la porción de superficie cubierta con relación al área muestreada. Los puntos de inventariado fueron establecidos a partir de un transecto establecido sobre la longitud máxima de cada turbera y con intervalos marcados por la diferencia en el tipo de vegetación y las condiciones del sustrato. Junto con los datos de flora, se recogieron otros datos como la altitud, geolocalización, presencia de agua superficial y presencia de biomasa acumulada. Se identificaron también los impactos en cada uno de los muestreos realizados, así como el estado general de conservación.

2.2.2 Clasificación y caracterización biogeográfica

Las especies se caracterizaron a partir de diferentes fuentes, destacando la regionalización de Morrone (2006) para Caribe y Sudamérica. La identificación en campo y en laboratorio se completó con la consulta de diversas floras como: Manual de Plantas de Costa Rica (Hammel *et al.* 2003a, 2003b, 2004, 2007); y bases de datos on-line como: W3Tropicos (<https://www.tropicos.org>); International Plants Names Index (IPNI) (<https://www.ipni.org/>); Flora of North America (<http://www.efloras.org/>); The IUCN Red List of threatened species (<https://www.iucnredlist.org/>); y la Infraestructura Mundial de Información en Biodiversidad (GBIF) (<https://www.gbif.org/es>).

A partir de los datos recogidos se elaboró una base de datos que fue analizada para obtener los resultados de la investigación.

2.3. Caracterización de las turberas

Según la clasificación de Iturraspe (2010) las turberas El Empalme (2.420 m de altitud, 1,9 ha) y Salsipuedes (2.680 m de altitud, 1,5 ha) son geogénicas de tipo *Fen* o cóncava, con presencia de lámina de agua de forma discontinua; la turbera Paramillo (3.076 m de altitud, 0,8 ha) es ombrogénica de tipo *Bog* o elevada, sin evidencia de lámina de agua. La primera de ellas, sin figura de protección ambiental, está localizada dentro de una finca privada, antiguamente destinada al uso ganadero; la segunda está incluida dentro del perímetro del Parque Nacional Tapantí-Macizo de La Muerte y la tercera dentro del perímetro de la Reserva Forestal Los Santos (Figura 1).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Diversidad florística y caracterización general de la flora de las turberas

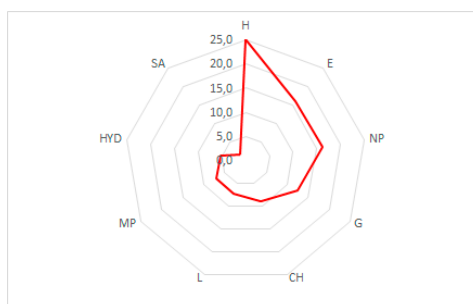
En el total de los 23 inventarios realizados en las tres turberas se identificaron 56 especies diferentes, pertenecientes a 36 familias y 49 géneros. La distribución por

turberas es bastante similar, resaltando Paramillo con 26 familias y 34 géneros diferentes y Salsipuedes con 25 familias y 33 géneros. El Empalme ofreció el número más bajo de familias y de géneros (17 en ambos casos).

Los resultados de riqueza específica mostraron la mayor diversidad en la turbera Paramillo (66,1%; 36 especies), seguida por Salsipuedes (62,5%; 35 especies), mientras El Empalme presentó la diversidad más baja (35,7%; 20 especies). Respecto a la distribución de especies por turbera, de las 56 especies muestreadas 5 de ellas están presentes en las tres turberas: *Heterodermia vulgaris*, *Juncus effusus*, *Rhynchospora schaffneri*, *Sphagnum recurvum* y *Vaccinium floribundum*. Son particularmente abundantes *Sphagnum recurvum* y *Blechnum Buchtienii* en las turberas Salsipuedes (33% y 21% respectivamente) y Paramillo (40% y 30% respectivamente), abundantes sobre todo en el área interna de las mismas, mostrando una característica y estrecha asociación entre ellas. El resto de especies tienen una presencia más especializada, con 18 de ellas presentes únicamente en la turbera Salsipuedes y 6 solo en la turbera Paramillo. Por otro lado, las 20 especies registradas en la turbera el Empalme están también presentes en la turbera Paramillo y únicamente 5 de ellas están en Salsipuedes.

En relación con las formas vitales, se reconocieron un total de 9 formas (Figura 2), predominando las especies hemicriptófitas (25%), seguidas de las nanofanerófitas (16%). La turbera Paramillo presentó el mayor porcentaje de especies epífitas (7%), posiblemente por tener el número más elevado de especies de porte arbustivo (12 especies en total) que facilitan su establecimiento.

Figura 2. Clasificación de la flora según formas vitales (%)



Leyenda: H: Hemicriptófito; E: Epífito; NP: Nanofanerófito; G: Geófito; CH: Caméfito;

L: Liana; MP: Macrofanerófito; HYD: Hidrófito; SA: Semiautótrofo.

Fuente: Elaboración propia

El análisis de las categorías de conservación mostró un total de 17 especies evaluadas bajo 5 categorías (Tabla 1). La turbera Paramillo posee la mayor cantidad de especies categorizadas (13), 3 de ellas *En Peligro*, seguida por Salsipuedes (9) con 1 especie *Amenazada*, 1 *Casi Amenazada* y 3 *En peligro*. El Empalme posee 6 especies categorizadas, todas como *Preocupación menor* (Figura 6). Por otra parte, se identificaron tres endemismos: *Pentacalia firmipes* (Salsipuedes y Paramillo), *Xyris nigrescens* (El Empalme y Paramillo) y *Puya dasylirioides* (Salsipuedes); así como 5 *Especies clave* (Salsipuedes: 4; Paramillo: 3) atributo definido por Monro *et al.* (2017) como especies que tienen un efecto considerablemente favorable, desde el punto de vista ecológico, en un hábitat (Tabla 1).

Tabla 1. Especies inventariadas por turbera y categorías de amenaza (%)

Categoría	El Empalme	Salsipuedes	Paramillo
Amenazada		<i>Chusquea subtessellata</i>	
Casi Amenazada		<i>Vaccinium consanguineum</i>	
En peligro B1ab(i, i,iii)		<i>Quercus costarricensis</i>	<i>Quercus costarricensis</i>
		<i>Pentacalia firmipes</i> (endemismo)	<i>Pentacalia firmipes</i> (endemismo)
		<i>Puya dasyliroides</i> (endemismo)	
Preocupación menor		<i>Pernettya prostrata</i>	<i>Pernettya prostrata</i>
			<i>Persea obtusifolia</i>
	<i>Vaccinium floribundum</i>	<i>Vaccinium floribundum</i>	<i>Vaccinium floribundum</i>
			<i>Comarostaphylis arbutoides</i>
	<i>Weinmannia pinnata</i>		
		<i>Cavendishia bracteata</i>	
	<i>Eleocharis acicularis</i>		<i>Eleocharis acicularis</i>
	<i>Juncus effusus</i>	<i>Juncus effusus</i>	<i>Juncus effusus</i>
	<i>Osmunda regalis</i>		<i>Osmunda regalis</i>
	<i>Rubus ellipticus</i> (alóctona)	<i>Rubus ellipticus</i> (alóctona)	
Vulnerable			<i>Ugni myricoides</i>
			<i>Gaiadendron punctatum</i>
Total elementos	6	9	13
No evaluada	<i>Xyris nigrescens</i> (endemismo)		<i>Xyris nigrescens</i> (endemismo)
Especies clave		<i>Cavendishia bracteata</i>	<i>Pernettya prostrata</i>
		<i>Chusquea subtessellata</i>	<i>Quercus costarricensis</i>
		<i>Pernettya prostrata</i>	<i>Weinmannia pinnata</i>
		<i>Quercus costarricensis</i>	

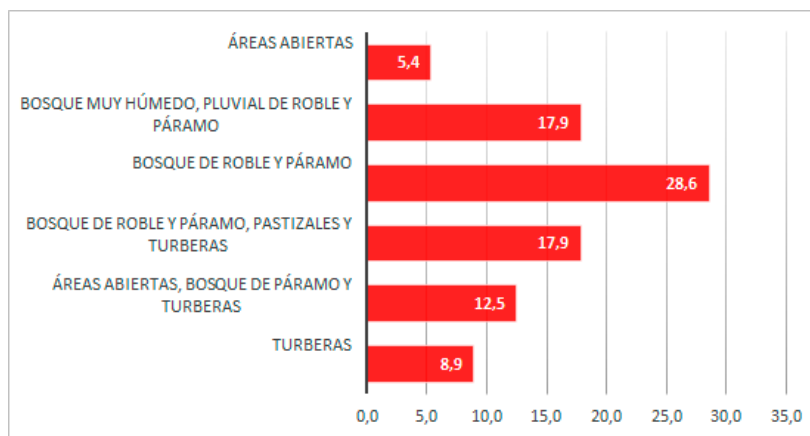
Fuente: Elaboración propia a partir de www.uicnredlist.org, Monro et al. (2017) y Rodríguez et al. (2011).

3.2. Caracterización por tipo de hábitat y distribución altitudinal

Junto a la identificación florística, se llevó a cabo un análisis del hábitat de pertenencia por especie. Para ello se utilizó como fuente principal Hammel *et al.* (2003a, 2003b, 2004, 2007). Los hábitats identificados se agruparon en seis tipos distintos (Figura 3). El porcentaje más alto identificado se corresponde con las especies propias de *Bosque de roble y páramo* (28,6%; 16 especies), entre las que destacan: *Eleocharis acicularis*, *Gentiana sedifolia*, *Gaiadendron punctatum*, *Hypericum costaricense*, *Osmunda regalis*, *Polystichum concinnum* y *Valeriana prionophylla*. En segundo lugar, aparecen las especies propias de *Bosque muy húmedo, pluvial de roble y páramo* y especies de *Bosque de roble y páramo, pastizales y turberas*. Ambos grupos con un 17,9% (10 especies) y caracterizados por la presencia de *Lachemilla pectinata*, *Fuchsia microphylla*, *Juncus*

effusus, *Cora glabrata*, *Comarostaphylis arbutoides*, *Cladonia rappii*, *Nertera granadensis*, *Elaphoglossum brenesii*; *Eryngium humile*, *Heterodermia obscurata*, *Heterodermia vulgaris*, *Jamesonia alstonii*, *Lycopodium clavatum*, *Senecio grandifolius* y *S. multivenius*.

Figura 3. Hábitat de pertenencia (%)

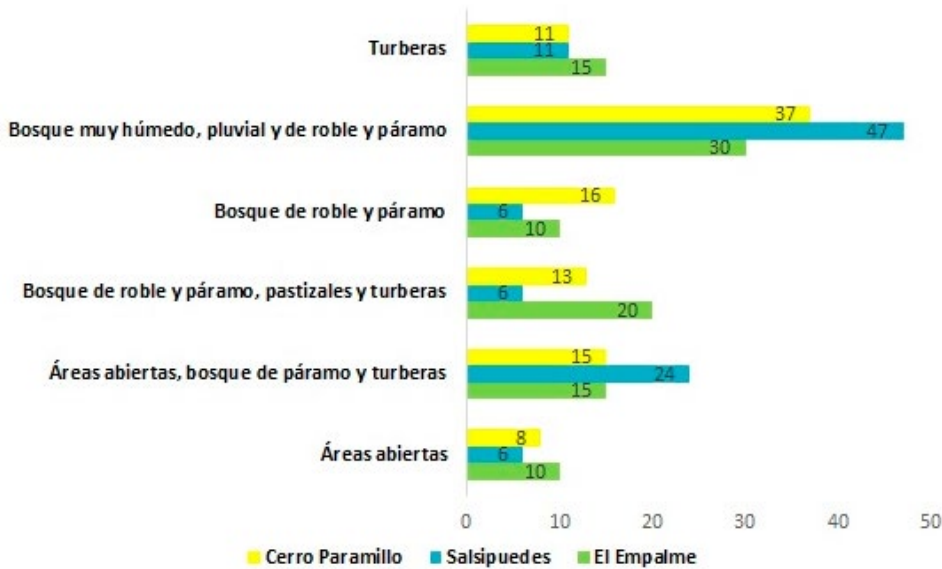


Fuente: Elaboración propia a partir de Hammel (2004).

Aunque algunas especies propias de turberas se encuentran dentro de los grupos de *Bosque de roble y páramo, pastizales y turberas* o *Áreas abiertas*, las que son especialistas de estos hábitats suponen solamente el 8,9% del total (5 especies). El porcentaje total de especies inventariadas en las *Turberas* que no son propias de este hábitat supone el 42,2% (24 especies), siendo únicamente el 58,8% del total especies que se encuentran en su tipo de hábitat.

Las turberas analizadas poseen una mayor presencia de especies correspondientes al tipo de hábitat *Bosque húmedo, pluvial y de roble y páramo* (47% Salsipuedes, 37% Paramillo y 30% El Empalme). En Salsipuedes y El Empalme el segundo tipo de hábitat mayormente representado fue el de *Áreas abiertas, bosque de páramo y turberas* (24% y 20%, respectivamente); en Paramillo corresponde al hábitat de *Bosque de roble y páramo* (16%) (Figura 4).

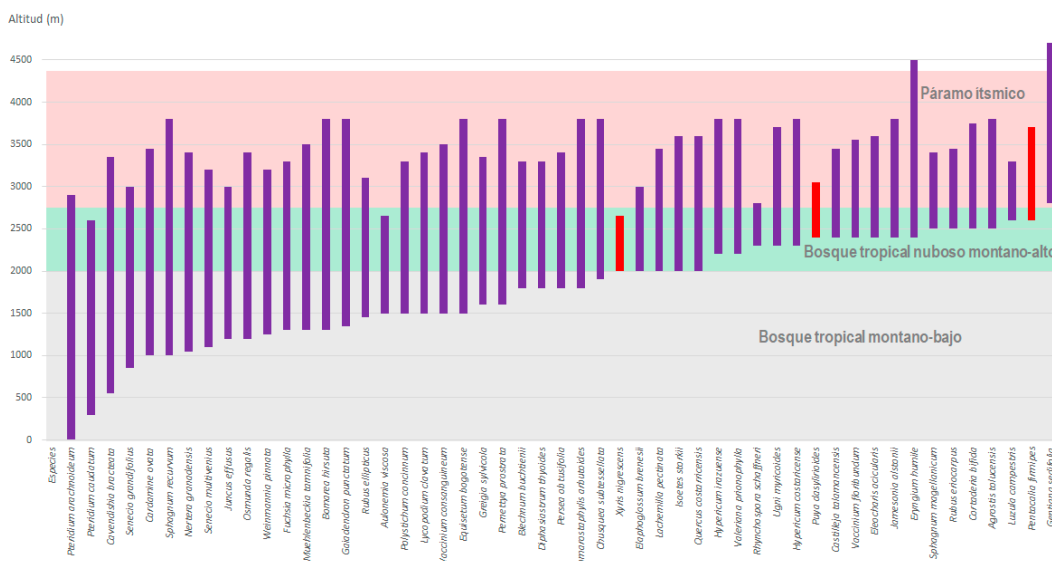
Figura 4. Hábitat de pertenencia (%)



Fuente: Elaboración propia a partir de Hammel et al. (2003a, 2003b, 2004, 2007) y Monro et al. (2017).

Por otra parte, el análisis de la amplitud altitudinal (Figura 5) muestra que en las turberas analizadas el 7% (4 especies) de las plantas viven en un rango menor de 1.000 m de altitud; el 27% (15 especies) en un rango de 1.001-1.500 m; el 30% (17 especies) en un rango de 1.501-2.000 m, el 25% (14 especies) en un rango de 2.001-2.500 m; y el 5,4% en un nivel superior a los 2.501 m.

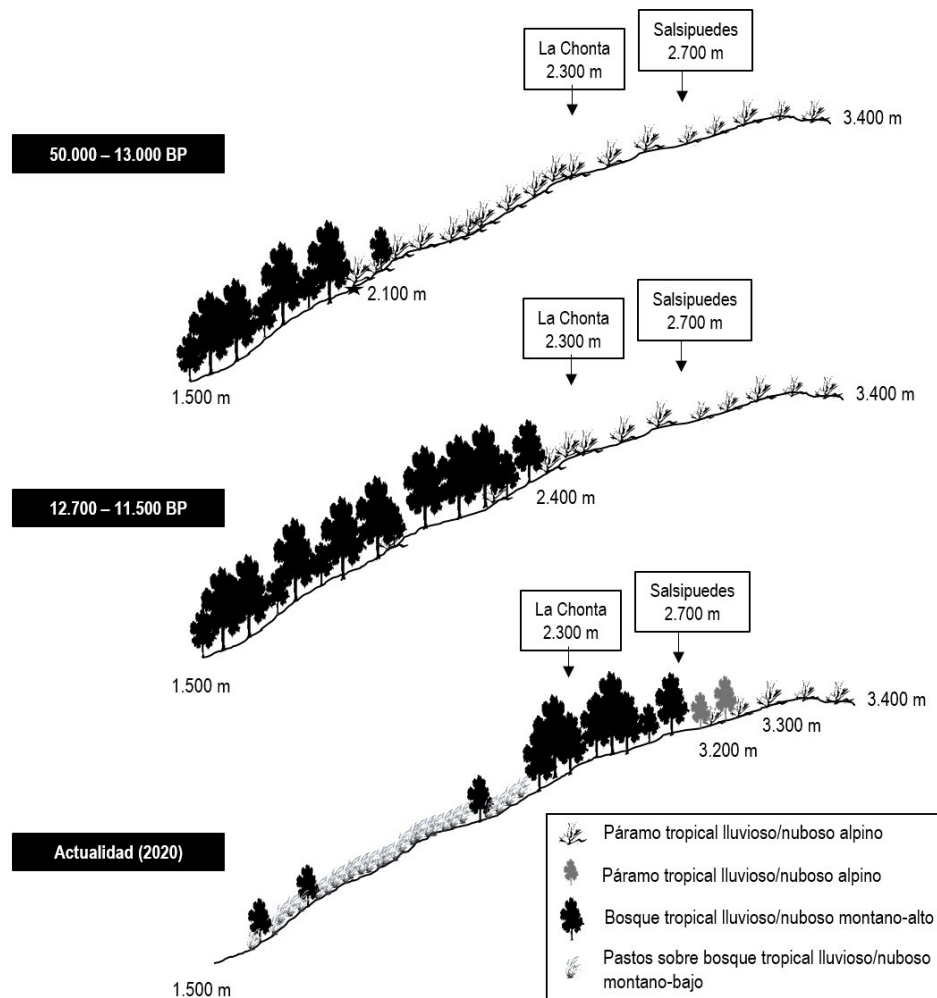
Figura 5. Distribución altitudinal y correspondencia con la organización de Hammel et al. (2003a, 2003b, 2004, 2007) (en rojo endemismos).



Fuente: Elaboración propia.

La vegetación de estas turberas comprende una mezcla de distintos hábitats entre los que predominan: *Bosque de roble y páramo*; *Bosque muy húmedo, pluvial y de roble y páramo*; *Bosque de roble y páramo, Pastizales y turberas* lo que contrasta con un porcentaje de especies propias del hábitat de *Turberas* de apenas 8,2%. Las turberas Salsipuedes y Paramillo evidencian la progresión del bosque hacia el interior de las mismas. Esto parece estar relacionado con las variaciones altitudinales que ha experimentado la cordillera de Talamanca por los diversos ciclos de glaciación, que han provocado el movimiento vertical de las asociaciones de páramo, roble y bosque nuboso haciendo descender la línea de bosque hasta los 1.700 m (Van der Hammen y González 1964; Burnham y Graham 1999; Lachniet *et al.*, 2005), (Figura 6). Por otra parte, esta invasión del bosque y la posible desaparición por ahogo de los ecosistemas de turberas se ha puesto también en relación con los efectos del cambio climático y el ascenso del límite superior del bosque en las montañas centroamericanas (SINAC, 2014; Veas-Ayala *et al.*, 2018) (Figuras 6 y 7).

Figura 6. Ubicación de la línea de bosque en el Macizo de La Muerte en distintos periodos.



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos de Burnham y Graham (1999).

Los factores de carácter antrópico que intervienen en el comportamiento de la vegetación del Macizo Buenavista provocan efectos adversos, acelerados e irreversibles sobre la salud de estos ecosistemas. Esto queda evidenciado a partir de los análisis florísticos de la turbera El Empalme, en la que aparece el porcentaje más alto de especies del hábitat de *Turbera* (15%), presentando, sin embargo, una riqueza específica muy baja, ausencia de especies clave (Monro *et al.*, 2017) y un bajo registro de endemismos, producto todo ello de la degradación a la que ha sido sometida.

El análisis de la amplitud altitudinal de la flora estudiada mostró que los mayores rangos de distribución corresponden a las especies del género *Pteridium*, reconocidas por su alta capacidad adaptativa y su potencial invasivo (Le Duc *et al.*, 2007) y cuya presencia podría inhibir la regeneración del bosque autóctono, dada su actividad alelopática (Dolling, 1999; Silva Matos y Belinato, 2010). *Pteridium caudatum*, presente en las turberas de El Empalme y Paramillo, posee amplias capacidades ecológicas como la propagación subterránea, una alta resistencia al fuego y a la sequía que le permiten colonizar lugares inhóspitos, áreas perturbadas y actuar como planta pionera e invasora (Eslava-Silva *et al.*, 2019).

3.3. Impactos y amenazas

En los años 70 del siglo XX, Skutch (1971) identificó la apertura de pastos para ganado, tala de *Quercus*, carboneo e incendios entre los años 1883 y 1885. Sandner (1961) constató que entre 1942 y 1946 se produjeron los primeros asentamientos, la instalación de infraestructuras anejas, las talas masivas, la apertura de pastos y el aumento de incendios. En los años 80 del siglo pasado, Horn (1989) detecta una reducción de incendios en el límite superior del bosque y un incremento en las alteraciones de los bosques de *Quercus spp.* cercanos a la carretera.

En la actualidad, el análisis de la flora inventariada y los muestreos realizados evidencian los impactos y amenazas más importantes identificados en el área estudiada (Tabla 2).

Tabla 2. Principales impactos de las turberas muestreadas

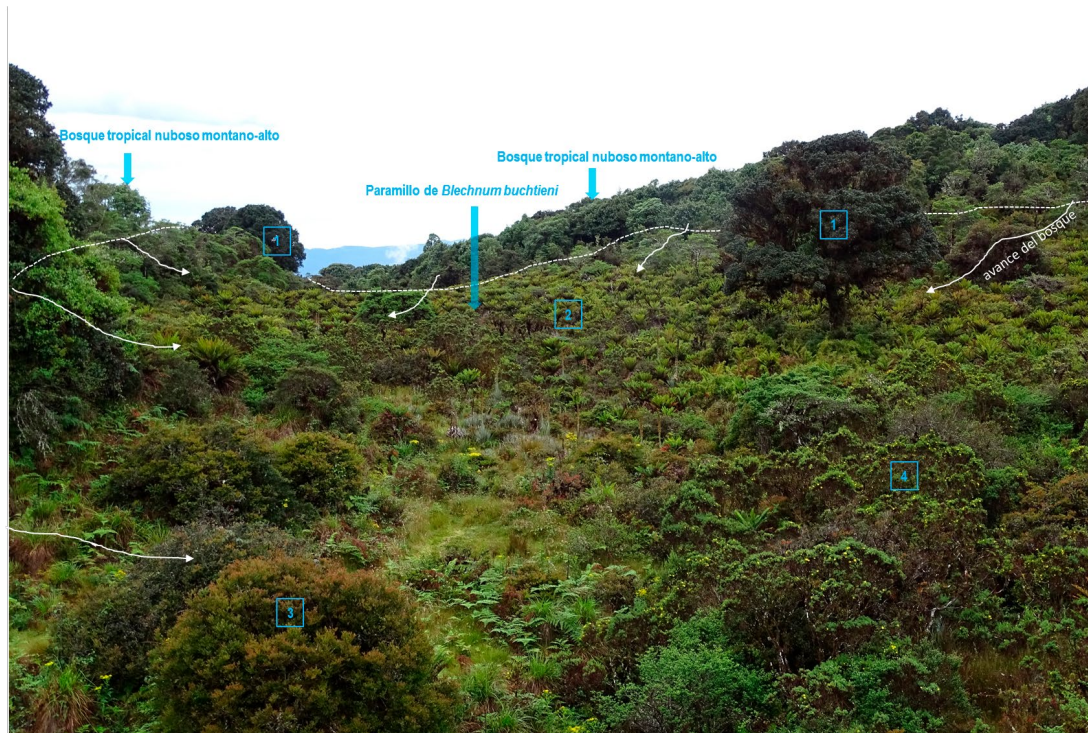
Impactos y amenazas	El Empalme	Salsipuedes	Paramillo
Evidencias de sedimentación	•		
Alteración de perímetro	•		
Depósito de materiales de obra	•		
Inestabilidad de taludes	•		
Reducción de infiltración	•		
Modificación de los patrones naturales de recarga de aguas y drenajes	•	•	
Modificación de la topografía o modificación del drenaje natural	•	•	
Captación y drenaje de las turberas por la red hidrográfica del Pacífico con intensa erosión remontante		•	•
Incremento de incendios forestales		•	•
Presencia de especies arbóreas propias de otros hábitats		•	•
Presencia de especies arbustivas y herbáceas ajenas al ecosistema de turbera (<i>Pteridium arachnoideum</i> y <i>Rubus eriocarpus</i>)		•	
Presencia de especies introducidas (<i>Rubus ellipticus</i> y <i>Pteridium caudatum</i>)	•	•	•

Fuente: Elaboración propia.

La turbera de El Empalme registró numerosos impactos relacionados con las obras realizadas para la construcción de la carretera y que suponen una amenaza para el mantenimiento de este humedal (Tabla 2). Por otra parte, la presencia de especies introducidas (*Rubus ellipticus* y *Pteridium caudatum*) en tres puntos de muestreo confirman el nivel de alteración de la turbera.

En la turbera Salsipuedes la composición florística incluye gruesas capas de *Sphagnum* en una estrecha asociación con *Blechnum buchtienii*, así como numerosos espejos de agua que indican el buen estado de conservación. Sin embargo, producto de un sistema de drenaje construido para evitar la saturación de humedad en el área de la carretera, se han identificado importantes alteraciones con la presencia de especies de menor demanda hídrica (*Pteridium arachnoideum* y *Rubus eriocarpus*) (Tabla 2), así como la progresión del bosque hacia la turbera (Figura 7).

Figura 7. Colonización y cierre de la turbera Salsipuedes por avance del bosque.



Leyenda: 1: *Quercus costaricensis*; 2: Asociación de *Blechnum buchtienii* y *Sphagnum spp.*; 3: *Vaccinium consanguineum*; 4: *Hypericum irazuense*.

Fuente: Elaboración propia.

Paramillo no presenta alteraciones considerables hacia el interior (Tabla 2) y la flora inventariada incorpora elementos florísticos tanto de Páramo como de Turbera, como la asociación de *Sphagnum spp.* y *Blechnum buchtienii*. Sin embargo, en los sectores más cercanos a la carretera se han reconocido algunos impactos y alteraciones, entre los que destacan la intensa erosión remontante de la cabecera del Pacífico, la incidencia de incendios y el avance del bosque que podrían generar la reducción del área de turbera por ahogo y por la incursión de especies alóctonas como las ya presentes *Pteridium caudatum* y *Rubus ellipticus*.

Rubus ellipticus, catalogada como especie introducida, fue localizada en la turbera de El Empalme y cerca de la carretera en la turbera Paramillo, lo que manifiesta el impacto humano provocado por actividades ganaderas, en la primera y el efecto de borde de la carretera en ambas. Estos impactos han ayudado al establecimiento de especies alóctonas con menor demanda hídrica.

Dichos impactos tienen relación con la implantación de la carretera entre los años 1883 y 1946, lo que favoreció el establecimiento de asentamientos humanos y la alteración de las áreas de bosque en elevaciones intermedias. Estos impactos se deben, principalmente, al desarrollo de actividades agroproductivas que favorecieron la incidencia de incendios y la tala de los bosques.

Horn (1989) planteó que la construcción de la carretera Interamericana no tuvo fuertes impactos en la vegetación paramuna del Macizo de la Muerte. Sin embargo,

se ha constatado que la infraestructura ha provocado importantes modificaciones en el drenaje de las turberas de El Empalme y Salsipuedes, favoreciendo la penetración de especies de otros tipos de hábitat, aumentando su vulnerabilidad ante amenazas como los incendios (SINAC, 2014) y el cambio climático (Chuncho y Chuncho, 2019; Iturraspe, 2010; Harrison, 2013; Otto y Gibbons, 2017; Vargas *et al.*, 2004; Veas-Ayala *et al.*, 2018).

Por otra parte, las turberas Salsipuedes y Paramillo, cada una ubicada dentro de un ENP, mostraron un mejor estado de conservación, por ejemplo, la presencia de la asociación de *Blechnum Buchtienii* con musgos del género *Sphagnum*. Mientras, El Empalme, localizada fuera de un ENP, mostró la menor diversidad, ausencia de especies clave y un único registro de endemismo. Muy probablemente el impacto antrópico originado por el uso previo como área de pasto durante más de medio siglo ha llevado a esta situación. Al respecto, Moomaw *et al.* (2018) y RAMSAR (2008) han sugerido mejorar las prácticas de manejo de las turberas ubicadas fuera de ENP dada su importancia ante el cambio climático, la protección del hábitat de especies especialmente adaptadas y el suministro de agua.

4. CONCLUSIONES

Esta investigación ha permitido observar como las figuras de ENP otorgan un nivel de protección favorable a las turberas de alta montaña del sector ístmico costarricense, ecosistemas de especial valor florístico y muy sensibles a modificaciones ambientales. Sin embargo, dicha protección parece no ser suficiente para el manejo integral de estos ecosistemas, encontrando un estado de conservación muy desigual dependiendo del tipo de propiedad o de la cercanía a las infraestructuras viarias.

Tal y como afirma Moomaw *et al.* (2018), se considera necesario desarrollar acciones para la restauración de los humedales de altura degradados que garanticen su viabilidad ecológica, considerando las presiones antropogénicas sobre los humedales e incentivos económicos para la conservación privada (Pitchford *et al.*, 2012; Harrison, 2013; Shen *et al.*, 2019). Por otra parte, también es necesario promover investigaciones sobre los efectos del cambio climático en los ecosistemas de Turbera y de Páramo de este sector centroamericano que trasciendan los ENP, incentivando la elaboración de políticas que protejan estos ecosistemas integralmente.

Los resultados de esta investigación se enmarcan dentro de un área más extensa (Cordillera de Talamanca) en la que se pretende ampliar las turberas analizadas y estudiar la procedencia de la flora, lo que puede ayudar a la detección de especies de gran interés biogeográfico, susceptibles de protección y con posibilidades de una efectiva conservación.

5. BIBLIOGRAFÍA

- ALFARO, A., DENYER, P., ALVARADO, G. E., GAZEL, E., Y CHAMORRO, C. (2018). Estratigrafía y petrografía de las rocas ígneas en la Cordillera de Talamanca, Costa Rica. *Revista Geológica de América Central*, (58), 7-36.

- BENAVIDES, J., CORTÉS-DUQUE, J., Y SARMIENTO, C. E. (2013). Perturbaciones en las turberas de páramo: la acción del hombre y el clima. *Visión socio ecosistémica de los páramos y la alta montaña colombiana: memorias del proceso de definición de criterios para la delimitación de páramos*, 81-87.
- BERGOEING, J.P. (2007). *Geomorfología de Costa Rica*. San José, C.R.: Librería Francesa.
- BRAK, B., VROKLAGE, M., KAPPELLE, M., Y CLEEF, A. M. (2005). Comunidades vegetales de la turbera de altura 'La Chonta' en Costa Rica. En Kappelle, M., y Horn, S. P. *Páramos de Costa Rica*. Editorial INBio, 607-629.
- BURNHAM, R.J. Y GRAHAM, A. (1999). The History of Neotropical vegetation: new developments and status. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 86: 546-589.
- CHAI, L.L., HERNANDEZ-RAMIREZ, G., HIK, D. S., BARRIO, I. C., FROST, C. M., SOTO, C. C., Y ESQUIVEL-HERNÁNDEZ, G. (2020). A methane sink in the Central American high elevation páramo: Topographic, soil moisture and vegetation effects. *Geoderma*, 362, 114092. Recuperado de: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S001670611930816X>
- CHIMNER, R.A., Y KARBERG, J.M. (2008). Long-term carbon accumulation in two tropical mountain peatlands, Andes Mountains, Ecuador. *Mires and Peat*, 3(04), 1-10.
- CHUNCHO MOROCHO, C., Y CHUNCHO, G. (2019). Páramos del Ecuador, importancia y afectaciones: Una revisión. *Bosques Latitud Cero*, 9 (2), 71-83. Recuperado de: https://www.researchgate.net/profile/Guillermo_Chuncho/publication/344180955_Paramos_del_Ecuador_importancia_y_afectaciones_Una_revisi3n/links/5f599caaa6fdcc11640482c4/Paramos-del-Ecuador-importancia-y-afectaciones-Una-revisi3n.pdf
- CORRALES ULATE, L. DEL M. (2018). Caracterización biofísica y determinación del intercambio de gases de efecto invernadero en las turberas de Talamanca, Costa Rica.
- CORREA, A., OCHOA-SANCHEZ, B.F., BIRKEL, C., OCHOA-SANCHEZ, A., ZOGHEIB, C., TOVAR, C., Y BUYTAERT, W. (2020). A concerted research effort to advance the hydrological understanding of tropical páramos. *Hydrological Processes*. Recuperado de: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/hyp.13904>
- DOLLING, A. (1999). The vegetative spread of *Pteridium aquilinum* in a hemiboreal forest-invasion or revegetation?. *Forest Ecology and Management*, 124(2-3), 177-184.
- ESLAVA-SILVA, F.D.J., JIMÉNEZ-DURÁN, K., JIMÉNEZ-ESTRADA, M., Y MUÑIZ-DÍAZ-DE-LEÓN, M.E. (2029). Morfo-anatomía del ciclo de vida del helecho *Pteridium aquilinum* (Dennstaedtiaceae) en cultivo in vitro. *Revista de Biología Tropical*, 68(1), 12-22. Recuperado de: <https://dx.doi.org/10.15517/rbt.v68i1.36881>
- GÓMEZ, L.D. (1986). *Vegetación y Clima de Costa Rica*. Universidad Estatal A Distancia, San José. Vol. 1. 327 pp.
- HAMMEL, B.E., GRAYUM, M.H., HERRERA, C. Y ZAMORA, N. (EDS.). (2003a). Manual de Plantas de Costa Rica. Vol II. Gimnospermas y Monocotiledóneas (Agavaceae—Musaceae). Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden 92: 1-694.
- HAMMEL, B.E., GRAYUM, M.H., HERRERA, C. Y ZAMORA, N. (EDS.). (2003b). Manual de Plantas de Costa Rica. Vol III. Monocotiledóneas (Orchidaceae—Zingiberaceae). Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden 93: 1-884.
- HAMMEL, B.E., GRAYUM, M.H., HERRERA, C. Y ZAMORA, N. (EDS.). (2004). Manual de Plantas de Costa Rica. Vol I. Introducción. Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden 97: 1-299.
- HAMMEL, B.E., GRAYUM, M.H., HERRERA, C. Y ZAMORA, N. (EDS.). (2007). Manual de Plantas de Costa Rica. Vol VI. Dicotiledóneas (Haloragaceae—Phytolaccaceae). Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden 111: 1-933.

- HARRISON, M.E. (2013). Using conceptual models to understand ecosystem function and impacts of human activities in tropical peat-swamp forests. *Wetlands*, 33(2), 257-267. Recuperado de: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13157-013-0378-0>
- HERRERA, W. Y GÓMEZ, LD. (1993). Unidades bióticas de Costa Rica. [Mapa]. San José, CR, US Fish y Wildlife Service / The Nature Conservancy / Incafo / Centro de Datos para la Biología de la Conservación de Costa Rica / INBio / Fundación Gómez-Dueñas. Escala 1: 685.000. Color.
- HOFSTEDTE, R., SEGARRA, P., & MENA VÁSCONEZ, P. (2003). Los páramos en el mundo: su diversidad y sus habitantes. Proyecto Atlas mundial de los Páramos, UICN-Global Peatland Initiative-Eco-ciencia: 299. <https://biblio.flacsoandes.edu.ec/libros/digital/56486.pdf>
- HORN, S.P. (1989). The Inter-American highway and human disturbance of páramo vegetation in Costa Rica. In Yearbook. Conference of Latin Americanist Geographers, Louisiana State University: 13-22.
- HORN, S.P., Y KAPPELLE, M. (2009). Fire in the páramo ecosystems of Central and South America. In *Tropical fire ecology*, Springer, Berlin, Heidelberg: 505-539.
- ITURRASPE, R. (DIR.). (2010). Las turberas de Tierra del Fuego y el cambio climático global. *Fundación Humedales-Wetlands International*, 28 pp.
- JIMENEZ, J. (2016). Bogs, Marshes and Swamps of Costa Rica. In: Kappelle, M. (Ed.). *Costa Rican Ecosystems*. University of Chicago Press: 683-705.
- KAPPELLE, M. (1996). Los bosques de roble (*Quercus*) de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica: biodiversidad, ecología, conservación y desarrollo (No. 634.9721 K17b). INBio.
- KAPPELLE, M. Y HORN, S.P. (2005). Páramos de Costa Rica. Editorial INBio, Santo Domingo, Heredia, Costa Rica.
- KAPPELLE, M. (2016). The montane cloud forests of the Cordillera de Talamanca In: Kappelle, M. *Costa Rican Ecosystems*, University of Chicago Press: 451-491.
- KAPPELLE, M., Y HORN, S.P. (2016). The Páramo ecosystem of Costa Rica's highlands. In: Kappelle, M. (Ed.). *Costa Rican Ecosystems*. University of Chicago Press: 492-523.
- KERR, M.T., HORN, S.P., GRISSINO-MAYER, H.D., Y STACHOWIAK, L.A. (2018). Annual growth zones in stems of *Hypericum irazuense* (Guttiferae) in the Costa Rican páramos. *Physical Geography*, 39 (1), 38-50.
- LACHNIET, M.S., SELTZER, G.O. Y SOLIS, L. (2005) Geología, Geomorfología y Depósitos Glaciares en los Páramos de Costa Rica. In: Kappelle, M. y Horn, S.P. (Eds.) Páramos de Costa Rica. Instituto Nacional de Biodiversidad, Santo Domingo de Heredia, pp.129-146.
- LE DUC, M.G., PAKERMAN, R.J. Y MARRS, R.H. (2007) A restoration experiment on moorland infested by *Pteridium aquilinum*: plants species responses. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93, 9-53.
- LEÓN, Y., Y REYES, J. (2018). Delimitación y descripción biofísica de dos turberas y de una laguna endorreica en el sector Salsipuedes-Cerro Asunción, Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, Costa Rica. *Cuadernos de Investigación UNED*, 10(1), 221-226.
- LUTEYN, J. (2005). Introducción al Ecosistema de Páramo. En: Kappelle, M., y Horn, S. P. *Páramos de Costa Rica*. Editorial INBio: 37-99.
- MALLAKPOUR, I., Y VILLARINI, G. (2015). The changing nature of flooding across the central United States. *Nature Climate Change*, 5(3), 250-254. Recuperado de: <https://doi.org/10.1038/nclimate2516>
- MONRO, A., SANTAMARÍA-AGUILAR, D., GONZÁLEZ, F., CHACÓN, O., SOLANO, D., RODRÍGUEZ, A., ZAMORA, N., FEDELE, E., Y CORREA, M. (2017). A first checklist to the vascular plants of La Amistad International Park (PILA), Costa Rica-Panama. *Phytotaxa*, 322(1), 1-283. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.322.1.1>

- MOOMAW, W.R., CHMURA, G.L., DAVIES, G.T., FINLAYSON, C.M., MIDDLETON, B.A., NATALI, S.M., ... Y SUTTON-GRIER, A.E. (2018). Wetlands in a changing climate: science, policy and management. *Wetlands*, 38(2), 183-205.
- MORRONE, J.J. (2006). Biogeographic areas and transition zones of Latin America and the Caribbean islands based on panbiogeographic and cladistic analyses of the entomofauna. *Annu. Rev. Entomol.*, 51, 467-494.
- OTTO, M., Y GIBBONS, R.E. (2017). Potential effects of projected decrease in annual rainfall on spatial distribution of high Andean wetlands in southern Peru. *Wetlands*, 37(4), 647-659.
- PAGE, S.E., WÜST, R.A.J., WEISS, D., RIELEY, J.O., SHOTYK, W., Y LIMIN, S.H. (2004). A record of Late Pleistocene and Holocene carbon accumulation and climate change from an equatorial peat bog (Kalimantan, Indonesia): implications for past, present and future carbon dynamics. *Journal of Quaternary Science*, 19(7), 625-635.
- PITCHFORD, J.L., WU, C., LIN, L., PETTY, J.T., THOMAS, R., VESELKA, W. E., ... Y ANDERSON, J.T. (2012). Climate change effects on hydrology and ecology of wetlands in the mid-Atlantic highlands. *Wetlands*, 32(1), 21-33. Recuperado de: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13157-011-0259-3>
- RAMSAR, C.O.P. (2008). Estrategia regional de conservación y uso sostenible de los humedales altoandinos. Ramsar COP9 DOC, 26.
- RAMSAR (2020). Turberas de Talamanca, Costa Rica. Servicio de Información sobre sitios Ramsar. Recuperado de: <https://rsis.ramsar.org/es/ris/1286?language=es>
- RICOURTE, L.F., PATIÑO, J.E., ZAMBRANO, D.F.R., ARIAS-G, J.C., ACEVEDO, O., APONTE, C., ... Y JUNK, W.J. (2019). A classification system for Colombian wetlands: an essential step forward in open environmental policy-making. *Wetlands*, 39(5), 971-990.
- RODRÍGUEZ, A., MONRO, A. K., SOLANO, D., SANTAMARÍA, D., ZAMORA, N., GONZÁLEZ, F., Y CORRERA, M. (2011). Regional and global conservation assessments for 200 vascular plant species from Costa Rica and Panama. *Phytotaxa*, 21, 1-216.
- SANDNER, G. (1961). Aspectos geográficos de la colonización agrícola en el Valle del General. Instituto Geográfico Nacional, San José, Costa Rica. 65 p.
- SHEN, X., XUE, Z., JIANG, M., Y LU, X. (2019). Spatiotemporal change of vegetation coverage and its relationship with climate change in freshwater marshes of Northeast China. *Wetlands*, 39(3), 429-439.
- SILVA MATOS, D. M., Y BELINATO, T. A. (2010). Interference of *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon.(Dennstaedtiaceae) on the establishment of rainforest trees. *Brazilian Journal of Biology*, 70(2), 311-316.
- SISTEMA NACIONAL DE ÁREAS DE CONSERVACIÓN DE COSTA RICA [SINAC]. (2014). Plan de Manejo del Parque Nacional Tapantí Macizo de la Muerte. Recuperado de: <http://www.sinac.go.cr/ES/planmanejo/Plan%20Manejo%20ACC/Parque%20Nacional%20Tapant%C3%AD%20Macizo%20de%20la%20Muerte.pdf>
- SKUTCH, A.F. (1971). A naturalist in Costa Rica. Univ. of Florida Press, Gainesville. 378 p.
- VAN DER HAMMEN, T. Y GONZALEZ, E. (1964). A pollen diagram from the Quarternary of the Sabana de Bogotá (Colombia) and its significance for the geology of the Northern Andes. *Geologie en Mijnbouw* 43: 113-117.
- VARGAS, O., JAIMES, V., CASTELLANO, L., Y MORA, J. (2004). Proyecto Páramo andino. Propuesta de actividades de investigación para los páramos de Colombia.
- VARGAS, G., Y SÁNCHEZ, J. J. (2005). Plantas con flores de los páramos de Costa Rica y Panamá: el páramo ístmico. *Páramos de Costa Rica*, 397-435.

- VEAS-AYALA, N., QUESADA-ROMÁN, A., HIDALGO, H. G., Y ALFARO, E. J. (2018). Humedales del Parque Nacional Chirripó, Costa Rica: características, relaciones geomorfológicas y escenarios de cambio climático. *Revista de Biología Tropical*, 66(4), 1436-1448.
- WU, J., PORINCHU, D. F., & HORN, S. P. (2019). Late Holocene hydroclimate variability in Costa Rica: Signature of the terminal classic drought and the Medieval Climate Anomaly in the northern tropical Americas. *Quaternary Science Reviews*, 215, 144-159.

LOCALIZACIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS PARA EL MONITOREO FENOLÓGICO DEL BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA EN EL CENTRO DE VERACRUZ, MÉXICO.

TROPICAL MONTANE CLOUD FOREST PRIORITY AREAS LOCALIZATION FOR PHENOLOGICAL MONITORING IN CENTRAL VERACRUZ, MEXICO.

David Aragonesa¹, Víctor F. Rodríguez-Galiano², Marco A. Espinoza-Guzmán³

¹ Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica y Teledetección, Estación Biológica de Doñana. Agencia Estatal Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Sevilla, España. daragones@ebd.csic.es, <https://orcid.org/0000-0003-4989-9005>

² Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla, Sevilla, España. vrgaliano@us.es, <https://orcid.org/0000-0002-5422-8305>

³ Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz, México. maespinoza@uv.mx, <https://orcid.org/0000-0001-6323-2245>

Resumen

El Bosque Mesófilo de Montaña (TMCF) es el tipo de vegetación más diverso por unidad de área, ocupa menos del 1% de México, pero alberga el 10% de la biodiversidad vegetal. El área de estudio es una ecorregión denominada como Bosques Raros dentro del *Biodiversity Hotspot* "Mesoamérica". Se requiere un enfoque de conservación regional, que valore todos los fragmentos de este tipo de bosque para conservar la biodiversidad vegetal en el centro de Veracruz. El objetivo fue localizar las áreas prioritarias para el establecimiento de una red de monitoreo de TMCF basada en sus respuestas fenológicas mediante Teledetección y *Machine Learning*. Clasificamos el TMCF utilizando la serie temporal del índice de Vegetación de diferencia normalizada (NDVI) del producto MOD13Q1 V6 y a partir de una imagen Sentinel-2 utilizando *Random Forest* (RF). Comparamos ambos mapas (a 10 y 250 m de resolución espacial) para calcular la fracción de cobertura del TMCF dentro de los píxeles de MODIS. Encontramos 4 regiones fenológicas mediante el agrupamiento automático (*clustering*) en este tipo de bosque dentro del área de estudio. Identificamos 351 píxeles o áreas prioritarias con la distancia más corta a los centros estadísticos de las regiones y que podrían incorporarse a redes de monitoreo in situ.

Palabras clave: Fenología de la superficie terrestre, Sentinel-2, MODIS, NDVI, BFAST, Random Forest.

Abstract

The Tropical Montane Cloud Forest (TMCF) is the most diverse type of vegetation per unit area, since it occupies less than 1% of Mexico but harbours 10% of the country's plant biodiversity. A regional conservation approach, which considers all

fragments of this type of forest as contributions to regional biodiversity, will be required to conserve plant biodiversity in central Veracruz. This area is one of the Rare Forest ecoregions within Biodiversity Hotspots “Mesoamerica”. Our aim was to identify priority areas for establishing a TMCF monitoring network based on its phenological responses through Remote Sensing and Machine Learning. We classified the TMCF using the time series of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) of the MOD13Q1 V6 product and from a Sentinel-2 image using Random Forest (RF). We compared both maps (at 10 and 250 m spatial resolution) to calculate the TMCF cover fraction within the MODIS pixels. We found 4 phenoregions through automatic clustering in this type of forest within the study area. We obtained 351 pixels or priority area locations with the shortest distance to statistical centres in the regions where an on-site phenological monitoring network could be established.

Keywords: Land Surface Phenology, Sentinel-2, MODIS, NDVI, BFAST, Random Forest.

1. INTRODUCCION

El Bosque mesófilo de montaña o *Tropical Montane Cloud Forest* (TMCF, por sus siglas en inglés) es el nombre más aceptado para América Latina, fue acordado en el simposio de “Bosques Nublados Tropicales Montanos” en 1993. Aunque diferentes autores (Gual-Díaz y González-Medrano, 2014) se han referido a este tipo de vegetación con diferentes nombres (ej. Bosque húmedo de montaña, Bosque lluvioso de montaña, Bosque de niebla, Bosque caducifolio). TMCF destaca por su gran biodiversidad (Miranda, 1947; Rzedowski, 2006). En México, el TMCF es el tipo de vegetación más diverso por unidad de área, ya que ocupa menos del 1% del territorio, pero alberga el 10% de la biodiversidad vegetal del país (Rzedowski, 1996) y con un alto porcentaje de plantas endémicas (Challenger, 1998). El TMCF en el área de estudio tiene una prioridad crítica para la conservación de la biodiversidad y su permanencia en el mediano y largo plazo está amenazada por la destrucción del hábitat y el cambio climático (Williams-Linera, 2015). El TMCF de esta región ha desaparecido en su mayor parte, reduciéndose a solo el 10% de su extensión original (Olguín-Monroy *et al.*, 2013). Por lo tanto, se necesitan acciones urgentes ya que la tasa de degradación del paisaje es tan alta que los paisajes de restauración pronto podrían estar tan degradados que la conservación y la restauración ya no serán efectivas y el conocimiento tradicional puede perderse para siempre (Harvey *et al.*, 2008). Por lo tanto, se requiere un enfoque de conservación regional, que valore todos los fragmentos de TMCF como contribuyentes a la biodiversidad regional, para conservar la biodiversidad vegetal en el centro de Veracruz (Williams-Linera, 2002) Mexico, the conservation priority of seven cloud forest fragments was assessed by considering differences in woody plant species richness and complementarity of species among sites, forest structure, tree mortality, and timber and firewood extraction as indicators of anthropogenic disturbance. Densities of trees ≥ 5 cm dbh (360–1700 trees /ha. El TMCF en esta área es una de las ecorregiones forestales raras dentro del punto caliente de biodiversidad “Mesoamérica” (Gillespie *et al.*, 2012), se trata de un grupo de comunidades vegetales, las

cuales tienen una estructura, afinidad florística y composición de especies diversas. Se caracterizan por presentar en su dosel una composición de especies dominadas por árboles caducifolios templados (de afinidad holártica), mientras que el sotobosque está constituido principalmente por arbustos de especies tropicales siempre verdes (de afinidad neotropical) en el que abundan las epífitas como orquídeas y bromelias (CONABIO, 2010).

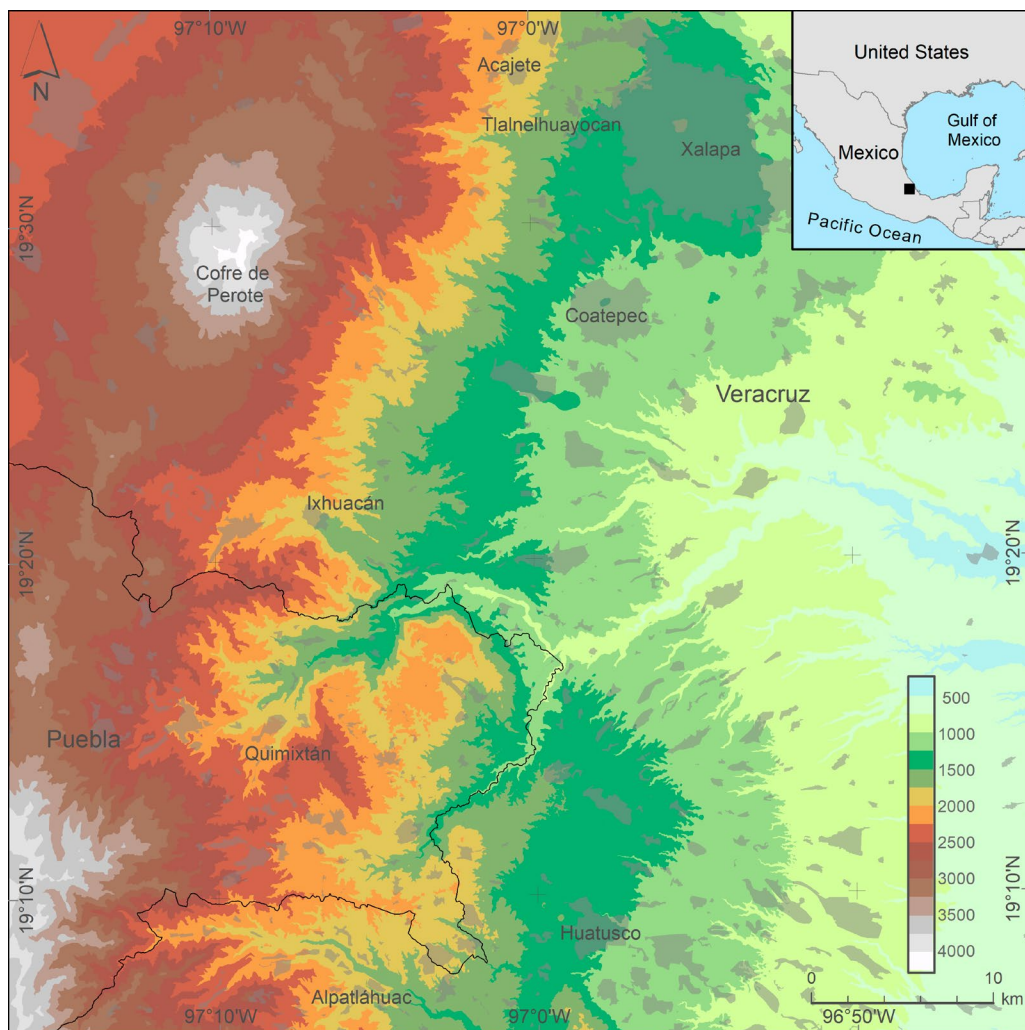
La fenología de la superficie terrestre (LSP, por sus siglas en inglés) es el estudio de la fenología a través de sensores satelitales (Justice *et al.*, 1985; Reed, Schwartz, y Xiao, 2009). LSP integra la información fenológica a nivel de paisaje (píxel) de todos los individuos de las diferentes especies, juega un papel esencial en el estudio de los bosques y su dinámica, debido a su capacidad para evaluar las respuestas de los ecosistemas a los cambios ambientales, proporcionando la capacidad de monitoreo a gran escala con la información sinóptica sobre áreas de muestreo y una alta frecuencia de adquisición (Maselli, 2004). LSP integra patrones fenológicos (principalmente espaciales) y procesos (principalmente temporales) dentro de ambientes biofísicos heterogéneos a través de múltiples escalas (Liang y Schwartz, 2009). LSP visto como una característica del paisaje puede superar la cobertura espacio-temporal inherente a las observaciones in situ (p. Ej., Observaciones humanas, cámaras web digitales, torres de flujo) y cumple una función eficaz para complementar las mediciones en lugares no cubiertos por las estaciones de observación (Chen *et al.*, 2018; Reed *et al.*, 1994). Se deben establecer redes de fenología vegetal a escala mundial para fortalecer la investigación de la fenología de la superficie terrestre. Lo que detecta el satélite y lo que se observa en el suelo son partes integrales de la ciencia de la fenología vegetal (Rodríguez-Galiano, Dash, y Atkinson, 2015). Todas las medidas deben entenderse e interconectarse para lograr la máxima eficacia (Schwartz, 1998). Discriminar y agrupar las métricas fenológicas permitiría el mapeo y monitoreo de la diversidad forestal que responde de forma distinta según: su composición de especies (Williams-Linera, 2002), la estructura de la masa, la orografía (Williams-Linera, Toledo-Garibaldi, y Hernández, 2013) y las condiciones climáticas y del suelo (Williams-Linera y Vizcaino-Bravo, 2016). La información sobre estos grupos podría complementarse, asignando cámaras web digitales en áreas prioritarias. Nuestro principal objetivo fue localizar las áreas prioritarias para el establecimiento de una red de monitoreo de TMCF basada en sus respuestas fenológicas mediante Teledetección y *Machine Learning*.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio (Figura 1) está localizada en el centro de Veracruz (México) y cerca de la ciudad de Xalapa, con una extensión de 3600 km² y un rango altitudinal entre los 300 y 4164 msnm. El crecimiento demográfico no planificado y la explotación desorganizada de los recursos de la región han provocado un deterioro muy importante de los hábitats naturales y los servicios ambientales (Williams-Linera *et al.*, 2007). La extensión de TMCF ha disminuido gradualmente debido a dos factores principales: el cultivo de café durante la primera mitad del siglo XX; y la conversión a pastos para la producción lechera y la urbanización desde los años 60 (Marchal y Pal-

ma Grayeb, 1985). Actualmente los relictos de TMCF se ubican en los barrancos con pendiente pronunciada donde la topografía ha impedido su destrucción, o se presenta como parches aislados entre parcelas agrícolas, cafetales, pastizales o asentamientos humanos (Williams-Linera, 2007). Por otro lado, la diversidad climática es alta, con la presencia de 14 subtipos climáticos (Servicio Meteorológico Nacional CONAGUA, 2019). Los climas predominantes en la zona son semicálido, templado, semifrío y cá-

Figura 1. Mapa del área de estudio



Leyenda: Núcleos de población en gris, límite de los estados entre Puebla y Veracruz en negro.

Hipsometría: Continuo de elevaciones mexicano (CEM 3.0)

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos descargados de www.inegi.org.mx

lido (46,3 %, 25,1 %, 13,3 % y 12,8 % respectivamente). La precipitación anual total varía entre 380 mm y 2900 mm y la temperatura media anual está entre 5 °C y 25 °C. Además, los suelos han evolucionado a partir de diferentes tipos de rocas volcánicas que se acumularon en numerosos y sucesivos episodios volcánicos y solo el 8,7 % son rocas sedimentarias (Servicio Geológico Mexicano, 2017). El 57,6 % de los sue-

los en estudio provienen de la ceniza volcánica andesítica del Cofre de Perote y están clasificados como Andosoles. El horizonte A es grueso y negro, con alto contenido de materia orgánica y baja densidad aparente. Un aspecto importante de estos suelos es la presencia de alófanos, que son capaces de contener una gran cantidad de agua si no se alteran (Williams-Linera et al., 2011). Los suelos clasificados como Luvisoles, Leptosoles y Phaeozem (15,9 %, 12,2 % y 7,0 % respectivamente) son los siguientes en abundancia (Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2014).

3. DATOS

Utilizamos la serie temporal del índice de vegetación NDVI de compuestos MODIS de 16 días a 250 metros (producto MOD13Q1 V006) del período comprendido entre febrero de 2000 y octubre de 2017. Las imágenes se descargaron del *Institute of Surveying, Remote Sensing and Land Information of the University of Natural Resources and Applied Life Sciences*, Viena (Vuolo et al., 2012). Además, se descargaron dos escenas Sentinel 2A de nivel L1C sin nubes del 24 de enero de 2017 utilizando el complemento de clasificación semiautomático (SCP) (Congedo, 2016) dentro del programa QGIS. Las escenas se corrigieron atmosféricamente usando el método de sustracción del objeto oscuro (Chavez, 1996). Para este estudio, realizamos trabajo de campo e identificamos el tipo de cubierta del suelo y vegetación, mediante transectos y fotointerpretación durante 2017 y 2018. Además, usamos datos de campo de un trabajo previo en 2016 y 2017 (Reyes García, 2018). Por último, nos facilitaron los datos de campo de otra investigación que se tomaron durante 2013 (Mokondoko et al., 2018) improving the spatial targeting and impacts of PHS, as well as their ability to foster synergies with other ecosystem services (ES. Todos los datos, 4314 píxeles clasificados, se remuestrearon para su uso con imágenes MODIS, con una resolución espacial de 250 m.

4. MÉTODOS

Para cumplir el objetivo de este trabajo calculamos las diferentes métricas fenológicas obtenidas con el programa Timesat 3.3 (Eklundh y Jönsson, 2015; Jönsson y Eklundh, 2004) de la serie temporal de MODIS suavizada con el algoritmo BFAST (Breaks For Additive Season and Trend) implementado en el programa R (Core Team, 2015). El algoritmo BFAST utiliza un modelo de descomposición aditiva de series temporales para ajustar una tendencia lineal segmentada y un modelo estacional segmentado, de forma iterativa (Verbesselt et al., 2010a; Verbesselt et al., 2010b; Verbesselt, Zeileis, y Herold, 2012). Se calcularon las siguientes métricas fenológicas para cada píxel y ciclo: la fecha del comienzo de la estación de crecimiento (SOS), la fecha del final de la estación de crecimiento (EOS), la fecha de la mitad de la estación de crecimiento (MOS), el valor máximo de la estación de crecimiento (MAX) y la amplitud (AMP). Aplicamos dos clasificaciones supervisadas probabilísticas con RF, la primera a las métricas fenológicas y la segunda a las bandas de la imagen Sentinel 2 (10 m reso-

lución espacial). La configuración óptima de hiperparámetros se evaluó mediante la técnica de remuestreo B632+ (Efron y Tibshirani, 1997) considerando el error medio en los errores de clasificación (mmce) como métrica de error, diferentes números de árboles (100, 200, 500, 1000, 2500 y 5000) y diferentes números de variables aleatorias (entre 1 y el máximo de variables). Luego, generamos el mapa de fracción cubierta por TMCF considerando las diferentes resoluciones espaciales de ambos satélites. Seleccionamos aquellos píxeles con una fracción cubierta por TMCF superior al 50 %. Posteriormente, calculamos el número de regiones fenológicas que existen dentro de este tipo de vegetación en el área de estudio evaluando la variabilidad fenológica utilizando el algoritmo de agrupamiento de K-medias (White et al., 2005). Determinamos el número de grupos como el más frecuente después de aplicar múltiples procedimientos con el algoritmo “NbClust” en R (Charrad et al., 2014). Finalmente, calculamos el mapa de distancia a los centroides de cada clase e identificamos aquellos píxeles con una distancia más corta (primer decil) a los centros estadísticos de las clases como áreas prioritarias para una posible red de monitoreo fenológico.

5. RESULTADOS

La clasificación usando MODIS alcanzó una exactitud para la clase TMCF del 89,1 % utilizando el valor mediano de las métricas fenológicas, la altitud, la pendiente y la orientación. Las variables más importantes para la clase TMCF (Tabla 1) fueron la elevación y la AMP (0,097 y 0,088, respectivamente), mientras que las menos importantes fueron la orientación y el MOS (0,008 y 0,005, respectivamente). El orden de la importancia de las variables para la clasificación y para la clase TMCF no coincide, ya que en el primer caso se calcula para todas las clases a la vez con dos medidas distintas: MDA cuantifica la importancia de la variable midiendo el cambio en la exactitud de la predicción cuando los valores de la variable se permutan aleatoriamente. GINI es la suma de todas las disminuciones en la impureza de los nodos dada una variable, normalizada por el número de árboles.

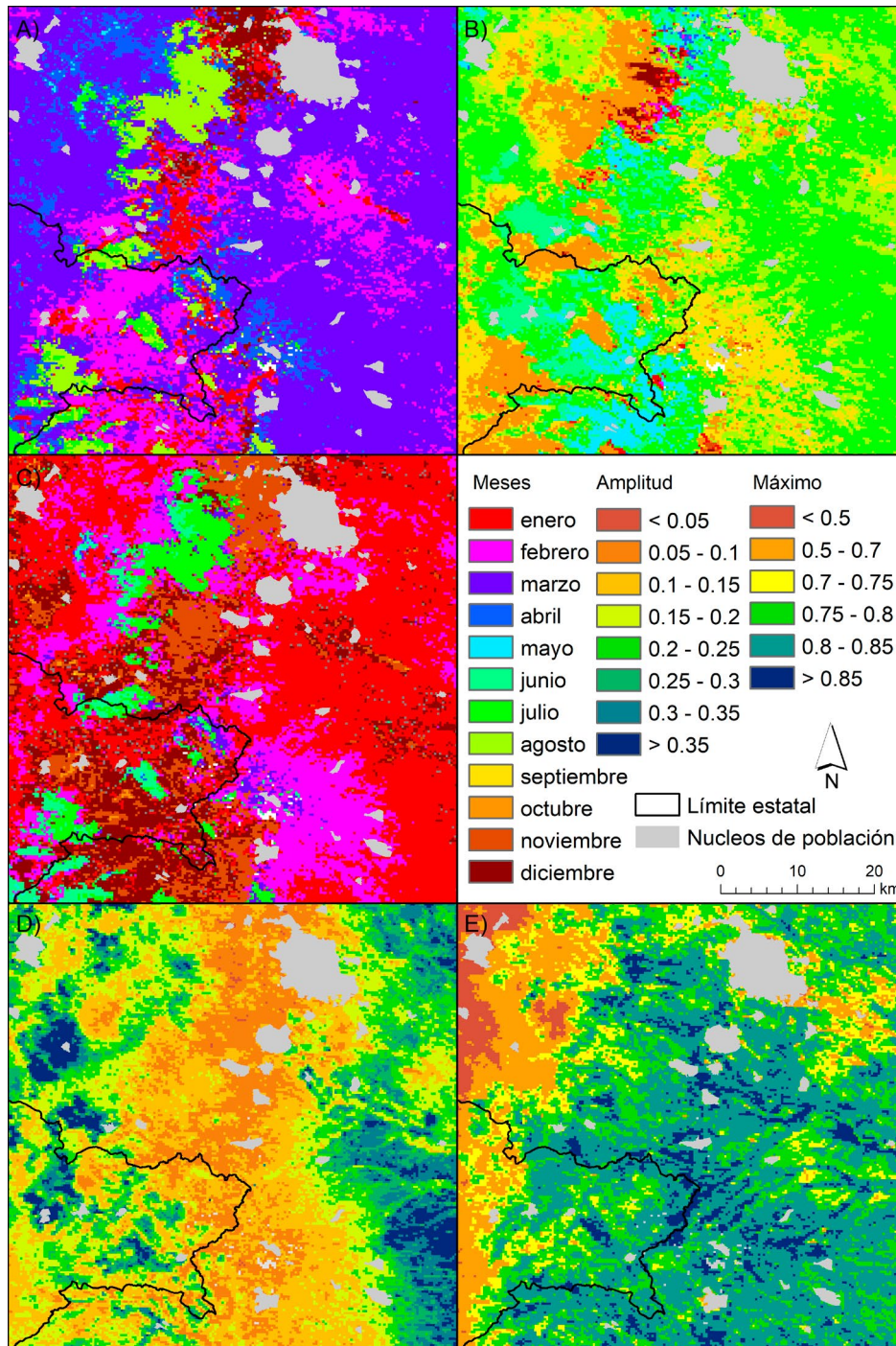
Tabla 1. Importancia de las variables para la clasificación y para la clase TMCF

Variables	MDA	GINI	TMCF
Elevación	0.130	527	0.097
AMP	0.074	413	0.088
MAX	0.070	420	0.042
Pendiente	0.035	318	0.036
EOS	0.059	346	0.035
SOS	0.043	309	0.024
Orientación	0.007	254	0.008
MOS	0.053	340	0.005

Leyenda: MDA (Mean Decrease Accuracy) y GINI (mean decrease in node impurity)

Fuente: Elaboración propia.

Figura 2. Valores medianos de las métricas fenológicas: A) SOS, B) MOS, C) EOS, D) AMP y E) MAX



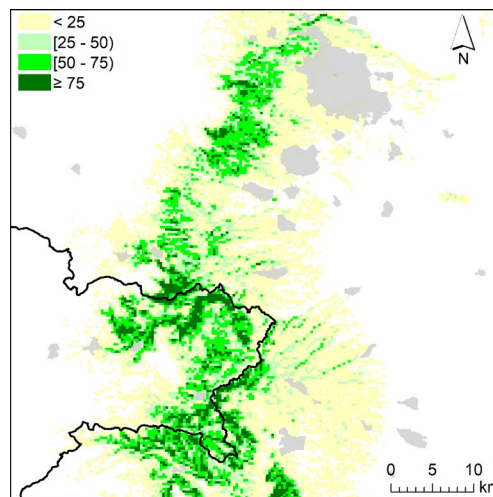
Fuente: Elaboración propia a partir de las series temporales del NVDI de MODIS

La Figura 2 muestra los valores medianos de las métricas fenológicas utilizadas en la clasificación con MODIS. Para la zona cubierta por TMCF, el SOS (Figura 2A) ocurrió entre finales de diciembre y mediados de abril, aunque hay algunas áreas donde ocurrió en agosto; el MOS (Figura 2B) entre mayo y octubre, especialmente en julio,

aunque en algunas zonas ocurrió a mediados de enero; el EOS (Figura 2C) ocurrió en dos momentos distintos, en algunas zonas entre noviembre y marzo, y en otras en julio. Los valores de amplitud (Figura 2D) estuvieron principalmente por debajo de 0,2 y con un valor medio de 0,12 y los valores máximos (Figura 2E) entre 0,77 y 0,87.

La clasificación usando Sentinel-2 alcanzó una exactitud para la clase TMCF del 89,4 %, asignando a cada píxel la categoría con mayor probabilidad. El porcentaje de acuerdo para el TMCF entre ambas clasificaciones fue del 87,9 %. Se alcanzó un porcentaje de acuerdo del 72.3 % con un porcentaje de fracción de cabida cubierta mayor del 50 % (Figura 3)

Figura 3. Fracción cubierta por TMCF



Leyenda: Núcleos de población en gris, límite de los estados entre Puebla y Veracruz en negro.

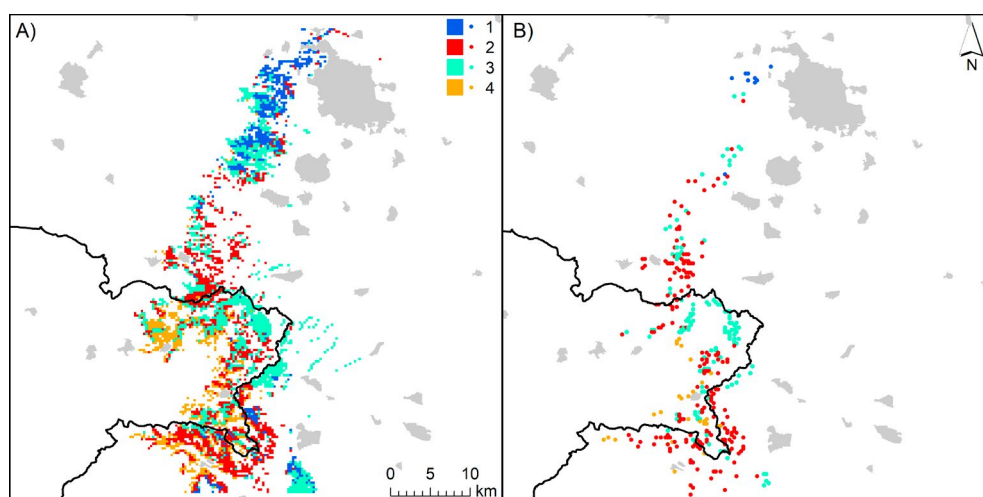
Fuente: Elaboración propia a partir de las clasificaciones de TMCF de MODIS y Sentinel 2

Determinamos el número de grupos a partir de 30 índices, 8 de los cuales indicaron que 4 grupos era el valor más probable de regiones fenológicas para el TMCF (Figura 4A). A partir de los centroides estadísticos de las regiones, se seleccionaron los píxeles o áreas prioritarias (Figura 4B) con un valor de distancia dentro del primer decil, alcanzándose un total de 351 áreas prioritarias (9, 187, 128 y 27 ubicaciones en las regiones 1, 2, 3 y 4 respectivamente). La Región 1 tuvo la distribución más restringida de las cuatro. Se ubicó principalmente al norte del área de estudio en los municipios de Tlalnelhuayocan y Coatepec y cubre un área de 3200 ha, aproximadamente. La Región 2 se ubicó principalmente en el centro y sur del área de estudio en los municipios de Ixhuacan de los Reyes y Alpatláhuac y cubre un área de 7600 ha, aproximadamente. La Región 3 fue la que ocupa un área mayor de 7800 ha, aproximadamente, distribuyéndose en toda el área de estudio desde Acajete hasta Huatusco. Finalmente, la región 4 se ubicó principalmente al sur del área de estudio, en el municipio de Quimixtlan (estado de Puebla), con una superficie de 3300 ha, aproximadamente.

6. CONCLUSIONES

La clasificación realizada con MODIS alcanzó una exactitud de TMCF del 89,1 % utilizando los valores medianos de las métricas fenológicas más las características fisiográficas con la serie temporal MODIS NDVI suavizada mediante el algoritmo BFAST, a una resolución espacial de 250 m. Además, realizamos la cartografía de TMCF a 10 m mediante la clasificación con el algoritmo RF a partir de las bandas de la imagen Sentinel 2 con una exactitud de TMCF del 89,4 %. Utilizamos solo los píxeles MODIS mayores del 50 % de fracción cubierta por TMCF para analizar las regiones fenológicas. Finalmente, seleccionamos automáticamente el número de grupos utilizando 30 índices diferentes, obteniendo 4 regiones fenológicas diferentes y 351 áreas prioritarias o píxeles más cercanos al centro estadístico de las regiones.

Figura 4. A) Regiones fenológicas y B) Áreas prioritarias



Leyenda: Núcleos de población en gris, límite de los estados entre Puebla y Veracruz en negro.

Fuente: Elaboración propia.

7. AGRADECIMIENTOS

Agradecemos el apoyo del proyecto RTI2018-096561-A-100 (Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades. España), un agradecimiento especial al Dr. Simon Mokondoko por proporcionarnos los datos reales del proyecto (NSF-CN1313804), al Dr. Miguel Cházaro por apoyo botánico en salidas de campo para identificar especies vegetales y vegetaciones, a los estudiantes Emmanuel García, Oscar Rivera y MC Zemei Reyes por su apoyo en salidas de campo, a ICTS-RBD por apoyo logístico, las estancias de investigación en México se realizaron gracias al convenio de colaboración entre Universidad de Sevilla y Universidad Veracruzana para la dirección conjunta de una tesis doctoral y al convenio de colaboración del CSIC con la Universidad Veracruzana. Finalmente, indicamos que parte de los procesos en R se realizaron en una máquina virtual de servicios Copernicus RUS.

8. REFERENCIAS

- CHALLENGER, A. (1998). *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- CHARRAD, M., GHAZZALI, N., BOITEAU, V., & NIKNAFS, A. (2014). NbClust : An R Package for Determining the Relevant Number of Clusters in a Data Set. *Journal of Statistical Software*, 61(6), 1-36. <https://doi.org/10.18637/jss.v061.i06>
- CHAVEZ, P. S. (1996). Image-Based Atmospheric Corrections - Revisited and Improved. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 62(9), 1025-1036. [https://doi.org/0099-1112/96/6209-1025\\$3.00/0](https://doi.org/0099-1112/96/6209-1025$3.00/0)
- CHEN, X., WANG, D., CHEN, J., WANG, C., & SHEN, M. (2018). The mixed pixel effect in land surface phenology: A simulation study. *Remote Sensing of Environment*, 211, 338-344. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.04.030>
- CONABIO. (2010). *El bosque mesófilo de montaña en México: Amenazas y Oportunidades para su conservación y manejo sostenible*. México D.F., México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- CONGEDO, L. (2016). *Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. Release 6.0.1.1*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.29474.02242/1>
- CORE TEAM, R. (2015). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria.: R Foundation for Statistical Computing.
- EFRON, B., & TIBSHIRANI, R. (1997). Improvements on Cross-Validation: The 632+ Bootstrap Method. *Journal of the American Statistical Association*, 92(438), 548-560. <https://doi.org/10.1080/01621459.1997.10474007>
- EKLUNDH, L., & JÖNSSON, P. (2015). TIMESAT: A Software Package for Time-Series Processing and Assessment of Vegetation Dynamics. En C. Kuenzer, S. Dech, & W. Wagner (Eds.), *Remote Sensing Time Series: Revealing Land Surface Dynamics* (pp. 141-158). https://doi.org/10.1007/978-3-319-15967-6_7
- GILLESPIE, T. W., LIPKIN, B., SULLIVAN, L., BENOWITZ, D. R., PAU, S., & KEPPEL, G. (2012). The rarest and least protected forests in biodiversity hotspots. *Biodiversity and Conservation*, 21(14), 3597-3611. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0384-1>
- GUAL-DÍAZ, M., & GONZÁLEZ-MEDRANO, F. (2014). Los bosques mesófilos de montaña en México. En M. Gual-Díaz & A. Rendón-Correa (Eds.), *El bosque mesófilo de montaña en México: diversidad, ecología y manejo* (pp. 27-68). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- HARVEY, C. A., KOMAR, O., CHAZDON, R., FERGUSON, B. G., FINEGAN, B., GRIFFITH, D. M., ... WISHNIE, M. (2008). Integrating Agricultural Landscapes with Biodiversity Conservation in the Mesoamerican Hotspot. *Conservation Biology*, 22(1), 8-15. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00863.x>
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA. (2014). Conjunto de datos vectoriales edafológico, escala 1:250000 Serie II. (Continuo Nacional).
- JÖNSSON, P., & EKLUNDH, L. (2004). TIMESAT—a program for analyzing time-series of satellite sensor data. *Computers & Geosciences*, 30(8), 833-845. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2004.05.006>
- JUSTICE, C. O., TOWNSHEND, J. R. G., HOLBEN, B. N., & TUCKER, C. J. (1985). Analysis of the phenology of global vegetation using meteorological satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 6(8), 1271-1318. <https://doi.org/10.1080/01431168508948281>

- LIANG, L., & SCHWARTZ, M. D. (2009). Landscape phenology: an integrative approach to seasonal vegetation dynamics. *Landscape Ecology*, 24(4), 465-472. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9328-x>
- MARCHAL, J.-Y., & PALMA GRAYEB, R. (1985). *Análisis gráfico de un espacio regional: Veracruz* (Instituto). Xalapa, Veracruz, México.
- MASELLI, F. (2004). Monitoring forest conditions in a protected Mediterranean coastal area by the analysis of multiyear NDVI data. *Remote Sensing of Environment*, 89(4), 423-433. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.10.020>
- MIRANDA, F. (1947). Estudios sobre la vegetación de México V. Rasgos de la vegetación en la cuenca del Río de las Balsas. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 8((1-4)), 95-115.
- MOKONDOKO, P., MANSON, R. H., RICKETTS, T. H., & GEISSERT, D. (2018). Spatial analysis of ecosystem service relationships to improve targeting of payments for hydrological services. *PLoS ONE*, 13(2), 1-27. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192560>
- OLGUÍN-MONROY, H. C., GUTIÉRREZ-BLANDO, C., RÍOS-MUÑOZ, C. A., LEÓN-PANIAGUA, L., & NAVARRO-SIGÜENZA, A. G. (2013). Regionalización biogeográfica de la mastofauna de los bosques tropicales perennifolios de Mesoamérica. *Revista de Biología Tropical*, 61(2), 937-969.
- REED, B. C., BROWN, J. F., VANDERZEE, D., LOVELAND, T. R., MERCHANT, J. W., & OHLEN, D. O. (1994). Measuring phenological variability from satellite imagery. *Journal of Vegetation Science*, 5(5), 703-714. <https://doi.org/10.2307/3235884>
- REED, B. C., SCHWARTZ, M. D., & XIAO, X. (2009). *Phenology of Ecosystem Processes*. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-0026-5>
- REYES GARCÍA, Z. F. (2018). *Influencia del cambio de cobertura y uso del suelo en el volumen medio anual de escurrimiento natural (años 1993, 2003 y 2017), en la parte alta de la cuenca del río La Antigua, Veracruz, México*. Instituto Politécnico Nacional.
- RODRIGUEZ-GALIANO, V. F., DASH, J., & ATKINSON, P. M. (2015). Intercomparison of satellite sensor land surface phenology and ground phenology in Europe. *Geophysical Research Letters*, 42(7), 2253-2260. <https://doi.org/10.1002/2015GL063586>
- RZEDOWSKI, J. (1996). Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botanica Mexicana*, 35, 25-44. <https://doi.org/10.21829/abm35.1996.955>
- RZEDOWSKI, J. (2006). *Vegetación de México* (1ra. Edici). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- SCHWARTZ, M. D. (1998). Green-wave phenology. *Nature*, 394(6696), 839-840. <https://doi.org/10.1038/29670>
- SERVICIO GEOLOGICO MEXICANO, S. (2017). Continuo Nacional de Geología de la República Mexicana escala 1:250,000.
- SERVICIO METEOROLÓGICO NACIONAL, & CONAGUA. (2019). Climatología.
- VERBESSELT, J., HYNDMAN, R., NEWNHAM, G., & CULVENOR, D. (2010). Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series. *Remote Sensing of Environment*, 114(1), 106-115. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.08.014>
- VERBESSELT, J., HYNDMAN, R., ZEILEIS, A., & CULVENOR, D. (2010). Phenological change detection while accounting for abrupt and gradual trends in satellite image time series. *Remote Sensing of Environment*, 114(12), 2970-2980. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.08.003>
- VERBESSELT, J., ZEILEIS, A., & HEROLD, M. (2012). Near real-time disturbance detection using satellite image time series. *Remote Sensing of Environment*, 123, 98-108. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.02.022>

- VUOLO, F., MATTIUZZI, M., KLISCH, A., & ATZBERGER, C. (2012). Data service platform for MODIS Vegetation Indices time series processing at BOKU Vienna: current status and future perspectives. En U. Michel, D. L. Civco, M. Ehlers, K. Schulz, K. G. Nikolakopoulos, S. Habib, ... A. Maltese (Eds.), *SPIE Proceedings. Earth Resources and Environmental Remote Sensing/GIS Applications III* (Vol. 8538). <https://doi.org/10.1117/12.974857>
- WHITE, M. A., HOFFMAN, F., HARGROVE, W. W., & NEMANI, R. R. (2005). A global framework for monitoring phenological responses to climate change. *Geophysical Research Letters*, 32(4), n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2004GL021961>
- WILLIAMS-LINERA, G. (2002). Tree species richness complementarity, disturbance and fragmentation in a Mexican tropical montane cloud forest. *Biodiversity and Conservation*, 11(10), 1825-1843. <https://doi.org/10.1023/A:1020346519085>
- WILLIAMS-LINERA, G. (2007). El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. En *CONABIO - Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Veracruz, México*.
- WILLIAMS-LINERA, G. (2015). El bosque mesófilo de montaña, veinte años de investigación ecológica: ¿qué hemos hecho y hacia dónde vamos? *Madera y Bosques*, 21, 51-61.
- WILLIAMS-LINERA, G., ALVAREZ-AQUINO, C., PEDRAZA, R. A., BRUIJNZEEL, L. A., SCATENA, F. N., & HAMILTON, L. S. (2011). Forest restoration in the tropical montane cloud forest belt of central Veracruz, Mexico. En *Tropical Montane Cloud Forests* (pp. 618-627). <https://doi.org/10.1017/CBO9780511778384.067>
- WILLIAMS-LINERA, G., GUILLÉN-SERVENT, A., GÓMEZ GARCÍA, O., & LOREA HERNÁNDEZ, F. (2007). Conservación en el centro de Veracruz, México. El bosque de niebla: ¿reserva archipiélago o corredor biológico? En G. Halffter, S. Guevara, & A. Melic (Eds.), *Hacia una cultura de conservación de la diversidad biológica*. (m3m: Monog, Vol. 6, pp. 303-310). Zaragoza, España.
- WILLIAMS-LINERA, G., TOLEDO-GARIBALDI, M., & HERNÁNDEZ, C. G. (2013). How heterogeneous are the cloud forest communities in the mountains of central Veracruz, Mexico? *Plant Ecology*, 214(5), 685-701. <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0199-5>
- WILLIAMS-LINERA, G., & VIZCAÍNO-BRAVO, Q. (2016). Cloud forests on rock outcrop and volcanic soil differ in indicator tree species in Veracruz, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(4), 1265-1274. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.09.003>

VALORACIÓN BIOGEOGRÁFICA DEL ROBLEDAL DE QUERCUS PETRAEA DEL MONCAYO A TRAVÉS DE LA METODOLOGÍA LANBIOEVA

BIOGEOGRAPHIC ASSESSMENT OF QUERCUS PETRAEA ROBLEDAL IN MONCAYO THROUGH THE LANBIOEVA METHODOLOGY

Pedro José Lozano Valencia¹, María Cristina Díaz Sanz² y Asier Lozano Fernández¹

¹ Departamento de Geografía, Prehistoria y Arqueología. Universidad del País Vasco (pedroiose.lozano@ehu.eus y lozanoasier6@gmail.com) 0000-0002-1345-5704 y 0000-0002-3013-4929

² Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio. Universidad de Castilla La Mancha (MCristina.Diaz@uclm.es) 0000-0002-9830-9545

Resumen

Durante los últimos 3 años el grupo de investigación Lurraldeon ha cartografiado, inventariado, analizado y evaluado las distintas manchas de robledal petrano (*Quercus petraea*) del norte de la Península ibérica. En este caso se abordó la caracterización, análisis y diagnóstico de la situada en el Moncayo, dentro de la Cordillera ibérica, en su sector zaragozano. El objetivo fundamental es su caracterización, análisis y valoración para realizar comparaciones con las otras manchas estudiadas. Para ello, se pone en marcha un inventario aleatorio y estratificado que da lugar a la elección de 10 parcelas de 20x20 m donde se toman en cuenta el listado de especies con sus respectivas coberturas, dividido en 4 estratos. También se toman datos referentes a criterios naturales, culturales, estructurales y posibles amenazas humanas. Posteriormente, en gabinete se pasa a valorar cada uno de los inventarios y parcelas según la metodología LANBIOEVA (*Landscape Biogeographical Evaluation*). En este estudio los valores relativos al interés de conservación son elevados y equiparables a las mejores manchas analizadas hasta el momento, sin embargo, la prioridad de conservación es modesta como consecuencia de situarse dentro de un parque natural y no contar con excesivas presiones o impactos.

Palabras clave: *Quercus petraea*, metodología LANBIOEVA, Interés natural, Interés cultural, Prioridad de Conservación, Moncayo.

Abstract

During the last 3 years the Lurraldeon research group has mapped, inventoried, analyzed and evaluated the different patches of Petrano oak (*Quercus petraea*) in the north of the Iberian Peninsula. In this case, the characterization, analysis and diagnosis of the Moncayo, located in the Iberian mountain range, in its sector of Zaragoza, was addressed. The main objective is to characterize, analyze and evaluate them in

order to make comparisons with the other stains studied. For this purpose, a random and stratified inventory is carried out, resulting in the selection of 10 plots of 20x20 m where the list of species and their respective coverages are taken into account, divided into 4 strata. Data on natural, cultural, structural criteria and possible human threats are also taken. Subsequently, each of the inventories and plots are evaluated in the office according to the LANBIOEVA (Landscape Biogeographic Evaluation) methodology. In this study, the values for conservation interest are high and comparable to the best spots analyzed so far; however, the conservation priority is modest as a result of being located within a natural park and not being subject to excessive pressures or impacts.

Keywords: *Quercus petraea*, LANBIOEVA methodology, Natural interest, Cultural interest, Conservation Priority, Moncayo.

1. INTRODUCCIÓN

El roble albar o petrano [*Quercus petraea* (Matt.), Liebl.] es una especie relativamente rara en la península ibérica, aunque algo más común en la región Eurosiberiana. Cuenta con hojas de peciolo largo (de hasta 2,5 cm) y bellotas sentadas sobre la rama. También muestra cierta pilosidad en el envés, especialmente en las axilas de las nerviaciones. Por otra parte, *Q. petraea* cuenta con un porte alto ya que puede alcanzar los 30–35 m (López, 1982). Sin embargo, es difícil encontrar ejemplares con esa talla debido a la gran presión que esta especie y estos bosques han sufrido por parte del ser humano. En la actualidad se distribuye por sistemas montañosos relativamente inaccesibles y, muchas veces, protegidos, lo cual está coadyuvando a la protección de las escasas masas y, a la vez, al desarrollo de un nivel de madurez remarcable.

Su reparto corológico abarca el sur, centro y oeste de Europa y Asia occidental. En la Península Ibérica aparece de forma muy dispersa, en manchas relativamente pequeñas, poco extensas, siempre dentro de su mitad septentrional. No obstante, falta en Galicia y desciende hasta el sistema central (Guadarrama, Somosierra, Ayllón, El Poular, etc.), con continuación hacia el este por la serranía de cuenca (sierra de valdemeca), donde alcanza su límite meridional (Blanco *et al.*, 1997).

En este sentido, la del Moncayo se configura como una de las manchas más meridionales, sin continuidad con cualquier otra mancha similar, con una extensión reducida y, por ello, además de raro, puede calificarse como relicto y finícola (Carrión *et al.*, 2000). Al respecto, varios autores han realizado estudios acerca de la evolución paleopaisajística de las manchas de *Q. pétrea*, siempre en franco retroceso durante los últimos 10000 años. Todos ellos relacionan la evolución progresiva del haya (*Fagus sylvatica*) en total correlación directa con respecto a la reducción del área de distribución del roble petrano (Jalut, 1988; Peñalba, 1994; Sánchez-Goñi y Hannon, 1999). Otros autores afirman que la evolución de una y la reducción del otro está directamente correlacionada, a la vez, con la aparición de determinadas actividades llevadas a cabo por el ser humano, fundamentalmente a partir de la revolución neolítica (Pèlach *et al.*, 2007 y 2011; Gassiot *et al.*, 2014). En este sentido, es muy probable

que la tala y quema de extensiones notables del roble petrano para la obtención de espacios para la agricultura, pero sobre todo para generar pastos para la ganadería extensiva, diera lugar a una progresión más acelerada del haya que muestra un carácter colonizador y pionero superior y que, además, se adapta a entornos de muy diferente naturaleza. Con ello, *Q. petraea* fue siendo relegado a espacios montanos con suelos raquíuticos (leptosoles o litosoles) donde el haya no muestra la capacidad competitiva del roble.

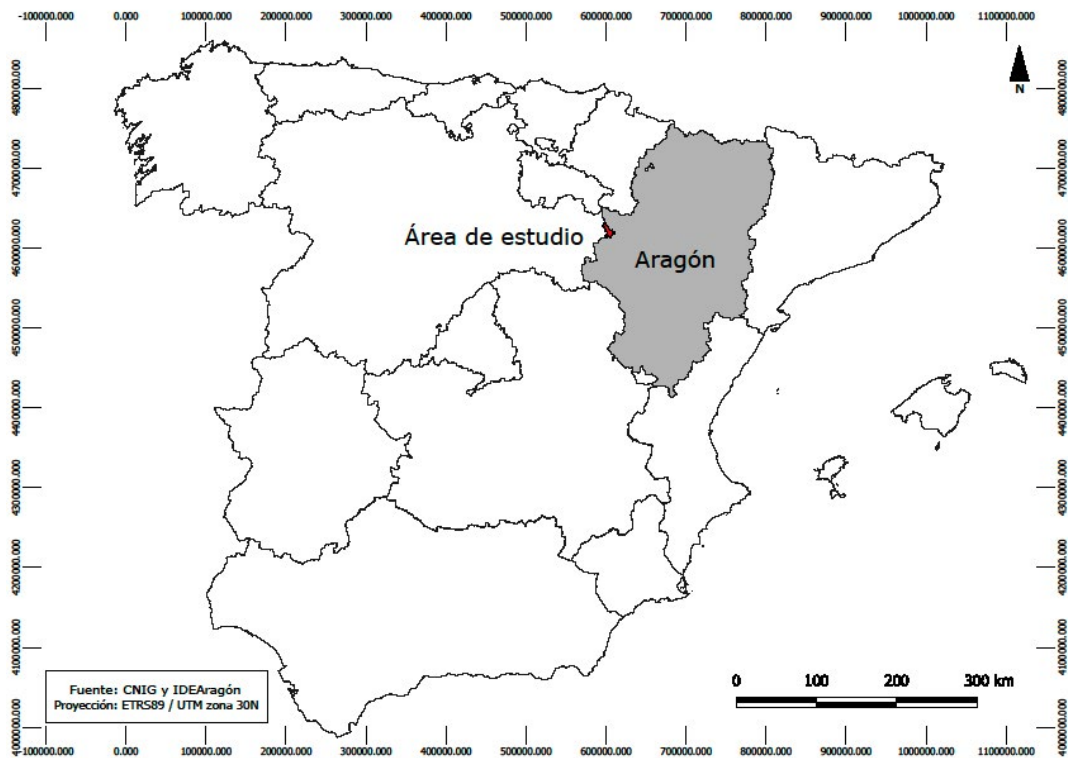
La presencia del roble albar en la península ibérica se remonta, al menos, al Pleistoceno superior. Es al inicio del Holoceno, cuando, con la atemperación del frío cuaternario, fue colonizando el territorio ocupado previamente por formaciones de tundra y taiga. Pero su pujanza empezaría a declinar cuando, quizá debilitado por haber sufrido la crisis climática del periodo Boreal (Loidi, 1983; Streiff, 1998; Pèlach *et al.* 2016), en el Subatlántico empezó a expandirse su competidor *F. sylvatica*, especie que, desde entonces no ha hecho sino desalojarlo de las cotas más elevadas de su jurisdicción potencial. Así, hoy en día es frecuente localizar las manchas de este tipo de bosque entre los 700-800 metros y los 1000-1200 (Lozano *et al.*, 2021). Se puede afirmar que ocupa la banda transicional del piso colino y el montano dentro de la jurisdicción eurosiberiana de la península ibérica y, de la misma manera, para el caso que nos ocupa, dentro del piso supramediterráneo de la región mediterránea ibérica (Longares, 2004). De hecho, en el Moncayo esta formación se sitúa a caballo o en transición entre los bosques y matorrales mediterráneos de *Quercus ilex rotundifolia* (en la parte baja -800 m-) y el bosque de *Quercus pirenaica*, y los hayedos (*Fagus sylvatica*), en la parte alta (1300 m). Cuenta con una extensión relativamente pequeña dentro de la propiedad privada del monte de la mata, que, como tal, ha sido gestionada para la obtención de madera y cortes a matarrasa hasta hace pocos años (unos 20-30), siendo el resto ejemplares aislados o pequeños rodales dispersos por el parque natural (Uribe-Echeberría, 2002).

Desde hace más de 3 años y conscientes del valor natural, cultural, patrimonial, social, etc. del robledal petrano de (*Q. petraea*) el grupo de investigación e I+D+i Lurraldeon se ha dedicado a caracterizar, analizar, diagnosticar y valorar las manchas más importantes a lo ancho de la península ibérica. De momento han visto la luz tres: Pikandi (Gipuzkoa), Garralda (Navarra) y Garrastatxu (Bizkaia). En estos momentos se expone este trabajo que se adentra en la Comunidad Autónoma de Aragón. El fin último es conocer la composición, filiación biogeográfica, estatus, estado y situación de estas manchas de *Q. petraea*.

El objetivo fundamental de la presente comunicación, sin embargo, se centra en la caracterización y valoración biogeográfica de la mancha de roble petrano situada en el Moncayo (Figura 1). Con ello se pretende ahondar en el conocimiento de las manchas de esta formación y generar nuevas investigaciones para terminar con una buena comprensión de la formación, en general, dentro de la mitad septentrional de la península ibérica.

Además, el método utilizado permite obtener una serie de índices y valoraciones parciales y globales que pueden otorgar al tomador de decisión acciones concretas para la correcta protección, gestión y ordenación de estos recursos naturales, tal y como propugna el CEP (Convenio Europeo del Paisaje).

Figura 1. Localización del área de estudio.



Fuente: Elaboración propia.

2. METODOLOGÍA. EL MÉTODO LANBIOEVA

A continuación, se describe, de forma sucinta, la metodología utilizada tanto para el inventario como para la valoración biogeográfica.

2.1. Inventario biogeográfico

El modelo de inventario ha sido ensayado, contrastado y aplicado en sucesivas ocasiones de cara a recoger todos los datos geográficos, medioambientales, patrimoniales y biogeográficos necesarios para la posterior valoración. Una vez localizada la mancha a estudiar se pasa a establecer la localización de las parcelas (10) a partir de un método estratificado y aleatorio establecido dentro del Sistema de Información Geográfico (SIG) Arcview 8.2. Una vez establecidas las parcelas y su ubicación concreta se acude a las mismas. Para cada uno de los inventarios o parcelas de 20 x 20 m se obtuvieron los datos de localización e identificación del lugar (coordenadas UTM, topónimos, etc.), aspectos y rasgos geográficos y medioambientales generales, fotografías de la parcela, etc. A continuación, se tomaron los datos sobre todos los taxones de la flora vascular, así como de la fúngica y líquénica, y de las especies de la briofita (estrato muscinal). Las especies no vasculares se valoran en general.

Para determinar las coberturas se ha seguido un método de valoración clásico (Método sigmatista de la escuela de Braum-Blanquet), con una escala de 6 clases (+ = menos del 1%, 1 entre el 1% y el 10%, 2 entre el 10,1% y el 25%, 3 entre el 25,1% y el 50%, 4 entre el 50,1% y el 75% y 5 entre el 75,1% y el 100%) por cada uno de los estratos (más de 5 m; entre 1 y 5 m; entre 0,5 y 1 m y por debajo de 0,5 m) y el global de la agrupación vegetal. En aras a una mayor precisión, los datos de cobertura, de naturaleza cualitativa, se han pasado a porcentajes utilizando la media de cada una de esas horquillas (por ejemplo, para la clase + el valor medio es 0,5%, para el 1 su valor medio sería 5%, así sucesivamente) y así para cada especie y en cada inventario. Posteriormente se suman los valores y se dividen por el número de inventarios donde aparecía el taxón, de manera que se obtiene el porcentaje global de cobertura de la especie. (Tabla 1).

Tabla 1. Inventario n° 9 de los robledales de *Q. petraea* del Moncayo.

	TAXONES \ Según estratos en metros	> 5	5-1	1-0,5	< 0,5	global
ÁRBOLES y ARBUSTOS	<i>Quercus petraea</i>	2	2	1	1	3
	<i>Sorbus torminalis</i>		+	+	+	+
	<i>Prunus avium</i>	+	+			+
	<i>Pinus sylvestris</i>		+	+		+
	<i>Prunus spinosa</i>			+	1	1
	<i>Erica arborea</i>		+	1		1
	<i>Ligustrum vulgare</i>		+	2	1	2
	<i>Betula alba</i>				+	+
	<i>Crataegus monogyna</i>		1	1	+	1
MATAS y TREPADORAS	<i>Lonicera etrusca</i>			+	1	1
	<i>Rubus ulmifolius</i>				+	+
	<i>Rosa arvensis</i>			+	+	+
	<i>Hedera helix</i>	+	+	+	+	+
	<i>Tamus communis</i>				+	+
	<i>Ruscus aculeatus</i>		+	1	+	1
HIERBAS	<i>Teucrium scorodonia</i>				+	+
	<i>Festuca paniculata</i>		+	+	2	2
	<i>Stachys officinalis</i>			+	1	1
	<i>Viola reichenbachiana</i>				+	+
	<i>Poa nemorensis</i>				1	1
	<i>Melica uniflora</i>				2	2
	<i>Arenaria montana</i>				+	+
	<i>Primula veris</i>				+	+
	<i>Galium odoratum</i>				+	+
	<i>Sedum forsteranum</i>				+	+
	<i>Polypodium interjectum</i>				+	+
MUSGOS, LÍQUENES Y HONGOS	Líquenes ligados a suelo y rocas				1	
	Líquenes ligados troncos y ramas				1	
	Musgos en rocas y suelos				+	
	Musgos en troncos				1	
	Hongos				1	
	Hojarasca				2	
	Suelo o roca desnuda				+	
RIQUEST	Cobertura global por estrato	3	2	1	3	9=4,5
	n° especies por estrato	3	11	14	24	
	puntuación	2	4	4	5	15=7,5

Fuente: Elaboración propia.

2.2. VALORACIÓN BIOGEOGRÁFICA

En lo que respecta a la metodología de valoración LANBIOEVA, descansa en dos conceptos valorativos fundamentales: el Interés de Conservación y la Prioridad de Conservación. El primero resulta del sumatorio de las calificaciones obtenidas por el interés natural y el interés cultural. El primero está compuesto por cuatro grupos de criterios: fitocenótico, territorial, mesológico y estructural. El interés fitocenótico engloba caracteres intrínsecos de la vegetación y del paisaje tales como la diversidad, la naturalidad, la madurez y regenerabilidad espontánea o resiliencia. El interés territorial considera los atributos de rareza, endemidad, relictismo y carácter finícola. El interés mesológico evalúa las funciones geomorfológica, climática, hidrológica, edáfica y faunística a una escala local. El interés estructural valora la riqueza por estrato, la cobertura por estrato, la riqueza de microhábitats y la conectividad y extensión de la mancha vegetal. El interés cultural tiene en cuenta dos grupos de valores. El primero es el interés patrimonial, que evalúa tres subcriterios: valor etnobotánico, valor perceptual y valor didáctico. El segundo es el interés cultural estructural, que tiene en cuenta el valor fisionómico estructural y el valor cultural estructural (Tabla 2).

La prioridad de conservación se obtiene de multiplicar el interés de conservación por el factor de amenaza que pesa sobre la unidad de vegetación concernida. Ésta se calibra en función de tres parámetros: presión demográfica, accesibilidad-transitabilidad y amenazas alternativas. El coeficiente de presión demográfica prima o penaliza situaciones de alta o baja densidad de población, con mayor o menor peligro de alteración de la vegetación. El coeficiente de accesibilidad-transitabilidad valora la mayor o menor facilidad para llegar al enclave, y el “rozamiento” que éste muestra al tránsito del ser humano. El coeficiente de amenazas alternativas calibra otro tipo de riesgos y peligros a los que puede estar sometida la integridad de la agrupación vegetal concernida (Tabla 2).

Tabla 2. Índices y criterios de evaluación biogeográfica según la metodología LANBIOEVA.

INCON	INNAT	Interés fitocenótico (INFIT)	Diversidad (DIV)	N° de especies (1-10 puntos según número)
			Naturalidad (NAT)	Formación con taxones exóticos o autóctonos (1 a 10 puntos según el número y cobertura de los mismos)
			Madurez (MAD)	Grado de madurez en la sucesión vegetal. Multiplicado por 2 al ser el más importante de estos criterios (2 a 20 puntos según grado de madurez o desarrollo)
			Regenerabilidad (REG)	Facilidad o dificultad para regenerarse después de catástrofe (1 a 10 puntos según su capacidad)
		Interés territorial (INTER)	Rareza (RAR)	N° de taxones raros y rareza de la formación. Multiplicado por 2 al ser el más importante de estos criterios (2 a 20 puntos según su grado de rareza)
			Endemicidad (END)	N° de taxones endémicos y grado de endemicidad de la formación (1 a 10 puntos según su grado de end.)
			Relictismo (REL)	N° de taxones relictos y grado de relictismo de la formación (1 a 10 puntos según su grado de relic.)
			Finícola (FIN)	N° de taxones endémicos y carácter finícola de la formación (1 a 10 puntos según su grado de fin.)
		Interés mesológico (INMES)	F. geomorfológica (GEO)	Evitación de procesos erosivos. Multiplicado por 2 al ser el más importante de estos criterios (2 a 20 puntos según su capacidad frente a la erosión)
			F. climática (CLI)	Generación de condiciones microclimáticas (1 a 10 puntos según su capacidad para modificar microclima)
			F. hidrológica (HID)	Garantizar la buena circulación hídrica (1 a 10 puntos según su capacidad de regulación hídrica)
			F. edáfica (EDA)	Garantizar una buena estructura edáfica (1 a 10 puntos según su capacidad de mantener y mejorar el suelo)
			F. faunística (FAU)	Ofrecer refugio, recursos tróficos, etc. a la comunidad faunística (1 a 10 puntos según carga faunística)
		Interés estructural (INEST)	Riqueza por estratos (RIQUEST)	N° de especies por estrato. Multiplicado por 0,5 al ser menos importante (0,5 a 10 puntos según su riqueza)
			Cobertura por estratos (COBEST)	Cobertura por estrato. Multiplicado por 0,5 al ser menos importante (0,5 a 10 puntos según coberturas)
			Riqu. de microambientes (RIQHAB)	Cantidad de microambientes no desglosables (0 a 20 puntos por estos microambientes)
	Conectividad/tamaño de la mancha (CONESP)		Tamaño y conectividad de la mancha (0 a 30 puntos según su extensión y conexión)	
	INCUL	Interés patrimonial (INPAT)	Valor etnobotánico (ETNO)	Utilización de la flora de forma sostenible y tradicional. Multiplicado por 2 al ser el más importante de estos criterios (2 a 20 puntos según su utilización sostenible)
			Valor perceptual (PER)	Percepción de la población local sobre el valor de la formación (1 a 10 puntos según su valoración)
			Valor didáctico (DID)	Valoración de los pedagogos del valor de la formación para enseñar (1 a 10 puntos según su valoración)
Interés cultural estructural (INCULEST)		Valor fisionómico estructural (FISEST)	Dasotipologías de gobierno de los fustes (1 a 3 puntos según presencia de una u otra)	
		Valor cultural estructural (CULEST)	Diferentes elementos etnográficos, históricos, arqueológicos, etc. (1 a 10 puntos según las tipologías que aparezcan en esa formación)	
X				
PRICON	AM	Factor de Amenaza (AM)	Coeficiente de presión demográfica (DEM)	Densidad de población humana en el territorio (1 a 10 puntos según densidad)
			Coeficiente de acces./transita. (ACT)	Matriz que combina 6 categorías de accesibilidad y de transitabilidad (1 a 10 puntos según esa relación).
			Coeficiente de amenaza alternativa (ALT)	Posibilidad de la existencia de otras amenazas naturales o antrópicas (1 a 10 puntos según posibilidad)

Fuente: Elaboración propia.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A partir de la Tabla 3 se recoge el sininventario obtenido con las 10 parcelas de inventario.

Tabla 3. Taxones ordenados en grandes grupos fisiográficos y coberturas globales de los mismos.

	TAXONES \ Según estratos en metros	Cob.Med.%	TAXONES \ Según estratos en m.	Cob.Med.%
Árboles y arbustos	<i>Acer monspessulanum</i>	0,5	<i>Malus sylvestris</i>	0,1
	<i>Betula alba</i>	0,1	<i>Pinus sylvestris</i>	0,05
	<i>Castanea sativa</i>	0,05	<i>Prunus avium</i>	0,05
	<i>Crataegus monogyna</i>	3	<i>Prunus spinosa</i>	2,35
	<i>Cytisus scoparius subsp. scoparius</i>	0,35	<i>Quercus ilex subsp. rotundifolia</i>	0,05
	<i>Erica arborea</i>	11,8	<i>Quercus petraea</i>	56,75
	<i>Fraxinus excelsior</i>	0,15	<i>Quercus pyrenaica</i>	4,55
	<i>Ilex aquifolium</i>	0,05	<i>Sorbus aria</i>	0,1
	<i>Juniperus communis subsp. communis</i>	0,55	<i>Sorbus aucuparia</i>	0,1
	<i>Ligustrum vulgare</i>	3,6	<i>Sorbus torminalis</i>	6,35
Matas y trepadoras	<i>Calluna vulgaris</i>	0,05	<i>Lonicera implexa</i>	0,05
	<i>Erica vagans</i>	0,55	<i>Rosa arvensis</i>	5,95
	<i>Genista florida</i>	0,05	<i>Rubia peregrina</i>	2,1
	<i>Hedera helix</i>	0,75	<i>Rubus ulmifolius</i>	2,25
	<i>Hypericum pulchrum</i>	0,05	<i>Ruscus aculeatus</i>	0,5
	<i>Lonicera etrusca</i>	10	<i>Tamus communis</i>	0,05
	<i>Anthoxathum odoratum</i>	0,05	<i>Melampyrum pratense</i>	1,1
	<i>Arenaria montana</i>	0,65	<i>Melica uniflora</i>	13,25
	<i>Asphodelus albus</i>	0,05	<i>Poa nemoralis</i>	2,55
	<i>Brachypodium sylvaticum subsp. sylv.</i>	1,05	<i>Polypodium interjectum</i>	1,6
Hierbas	<i>Dactylis glomerata subsp. glomerata</i>	2,25	<i>Primula veris</i>	0,1
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	2,05	<i>Prunella hastifolia</i>	0,05
	<i>Festuca paniculata</i>	3,35	<i>Sedum forsterianum</i>	0,1
	<i>Fragaria vesca</i>	0,05	<i>Stachys officinalis subsp. offic.</i>	2,85
	<i>Galeopsis carpetana</i>	0,05	<i>Teucrium scorodonia</i>	3,05
	<i>Galium odoratum</i>	0,1	<i>Veronica chamaedrys</i>	0,55
	<i>Hepatica nobilis</i>	1,5	<i>Veronica officinalis</i>	0,1
	<i>Hieracium murorum</i>	0,1	<i>Vicia sepium</i>	0,1
	<i>Lilium martagon</i>	1	<i>Viola reichenbachiana</i>	1,1
	<i>Luzula forsteri</i>	0,05		
Musgos, líquenes y hongos	Líquenes ligados a suelo y rocas	10,25	Hongos	7,95
	Líquenes ligados troncos y ramas	3,65	Hojarasca	54,25
	Musgos en rocas y suelos	1,4	Suelo o roca desnuda	8,55
	Musgos en troncos	10,25		

Fuente: Elaboración propia.

Tal y como puede observarse, existe una especie con una cobertura notable, el propio roble petrano. El resto de taxones muestran coberturas más modestas que, en ningún caso sobrepasan el 14%. Por este orden: *Melica uniflora* (13,25%), *Erica arbórea* (11,8%), *Lonicera etrusca* (10%), *Sorbus torminalis* (6,35%) y *Rosa arvensis* (5,95%). El resto muestra coberturas inferiores al 5%.

En total se han registrado 20 especies de árboles y arbustos, 12 taxones de matas y trepadoras y 27 herbáceas. En definitiva 59 especies. Se trata de cifras de diversidad específica bastante parecidas a las registradas en los robledales de Garralda (77) y Pikandi (60). Por su parte, son superiores a las de Garrastatxu (26).

Se puede afirmar que, al igual que ocurría con el robledal de Pikandi, aquí también las fuertes pendientes el escaso desarrollo edáfico (leptosoles) y los bajos niveles de pH edáfico hacen que el cortejo se reduzca considerablemente, cuestión que no sucedía en Garralda al encontrarse en fuertes pendientes, pero sobre suelos más eútrofos y desarrollados (cambisoles). La gran cobertura arbórea que proyecta *Q. petraea* hace que el resto de especies vean muy reducida su posibilidad de medrar en un ambiente, en general, muy úmbrico. Todas estas características hacen que estemos ante una formación no especialmente biodiversa comparada con otras como los bosques de ribera o los bosques mixtos eútrofos eurosiberianos o incluso el monte mediterráneo eútrofo (Lozano *et al.*, 2020).

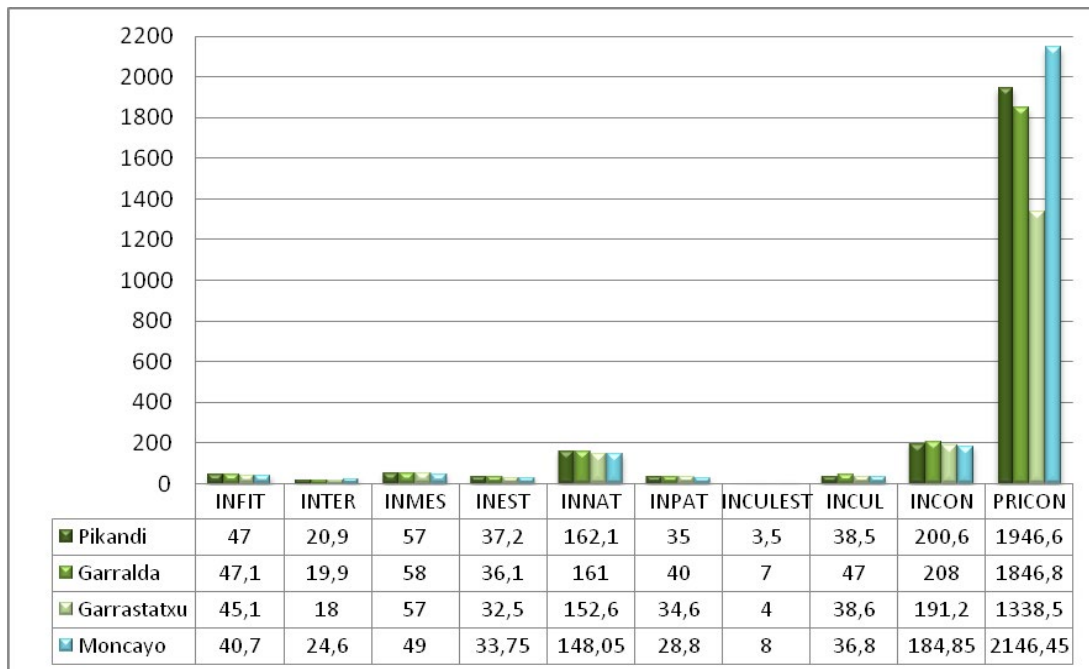
En lo que respecta a la valoración, a continuación adjuntamos la Tabla 5 y la Figura 2 con los resultados y puntuaciones de los índices y criterios empleados para el Moncayo, en el primer caso, y para todas las masas de *Q. petraea* analizadas hasta la actualidad en el segundo.

Tabla 5. Puntuaciones del sininventario de *Q. petraea* del Moncayo por criterios e índices.

Valoración		Parámetros	Puntuación
INCON	INNAT	Diversidad	5,8
		INFIT	9,9
		Naturalidad	18
		Madurez (x2)	7
		Regenerabilidad (INFIT)	40,7
		Rareza (x2)	12,8
		INTER	0
		Endemicidad	5,6
		Relictismo	5
		Carácter finícola (INTER)	24,6
INCON	INMES	F. Geomorfológica (x2)	16
		INMES	9
		F. Climática	8
		F. Hidrológica	8
		F. Edáfica	8
		F. Faunística (INMES)	49
		Riqueza por estratos (x0,5)	6
		INEST	4,75
		Cobertura por estratos (x0,5)	5
		Riqueza de microambientes	18
(INEST)		33,75	
(INNAT)			148,05
INCON	INCUL	Valor etnobotánico (X2)	14,4
		INPAT	7,4
		Valor precepcional	7
		Valor didáctico (INPAT)	28,8
		Valor fisionómico estruct.	2
		INCULEST	2
Valor cultural. (INCULEST)	8		
(INCUL)			36,8
(INCON)			184,85
Presión demográfica			1
Prioridad de conservación	7,6		
Accesibilidad-Transitabilidad	3		
Amenazas alternativas	11,6		
Factor global de amenaza (PRICON)	2146,45		

Fuente: Elaboración propia.

Figura 2. Puntuaciones de los principales grupos de criterios de las masas de *Quercus petraea* analizadas hasta la fecha.



Fuente: Elaboración propia.

La formación de roble petrano del Moncayo muestra una puntuación para el primer grupo de parámetros bastante modesta, no sólo en comparación con las tres manchas estudiadas previamente, sino con otro tipo de bosques tanto de la ibérica aragonesa como de entornos más eurosiberianos del País Vasco y Navarra. Aunque los valores de naturalidad y madurez muestran cifras elevadas, son lastrados por la baja diversidad de especies. Como se reseñó anteriormente, no se trata de un bosque especialmente diverso seguramente por factores como la pobreza edáfica, el pH relativamente ácido y la gran sombra proyectada por la cobertura arbórea del propio roble.

En lo que respecta a los valores territoriales, éstos son notablemente superiores. Aunque no se puede encontrar ni un solo taxón calificado como endémico ni tampoco puede ser calificada como tal la formación, sí cuenta, sin embargo, con un carácter relictivo relativo a nivel de clase, lo que le otorga 5 puntos más el propio *Quercus petraea* (Uribe-Echebarria y Zorrakin, 2004). En cuanto al carácter finícola, también la formación puede considerarse como tal al suponer la mancha más meridional y oriental de la cordillera ibérica, de manera que pueden encontrarse otras manchas más al sur dentro del sistema central. Por ello, alcanza 4 puntos a nivel de formación junto a alguno más al aparecer los siguientes taxones también de carácter finícola: *Quercus petraea*, *Erica vagans*, *Hypericum pulchrum*, *Rosa arvensis*, *Galium odoratum* o *Hieracium murorum* (Uribe-Echebarria y Zorrakin, 2004). Por último, la formación en sí puede ser considerada como rara a nivel de asociación y, por eso, recibe 2 puntos más un nutrido listado de especies escasas y raras. Dentro de estas últimas destacan taxones como: *Lonicera implexa*, *Ruscus aculeatus*, *Galium odoratum*, *Lilium martagon*, *Prunella hastifolia* y *Viola reinchenbachiana*. Las escasas, por su parte, suman un total de 27 especies (Uribe-Echebarria y Zorrakin, 2004). Lo cierto es que el número de

especies raras y escasas es elevado, de manera que llega a suponer hasta el 56% de todos los taxones aparecidos dentro del sininventario. Por lo tanto, se puede afirmar que la mancha de robledal petrano del Moncayo cuenta con un alto valor territorial puesto que la formación puede ser considerada como rara, relictiva y finícola, mientras que también existe un buen número de taxones que pueden ser considerados como finícolas, escasos o raros. Los valores finales dan lugar a unas puntuaciones notablemente más elevadas que las registradas hasta la fecha en las otras tres manchas puesto que ninguna de ellas asciende por encima de los 21 puntos.

En lo que respecta al interés mesológico, esta mancha cuenta con un papel relativamente importante al mantener las condiciones óptimas del bio-geo-sistema puesto que, al configurarse como un robledal joven y relativamente intervenido, muestra buenas condiciones para evitar procesos erosivos y mantener las condiciones biotásicas, a la vez que es capaz de conservar y generar una capa edáfica dentro de unas litologías ácidas, con unas pendientes fuertes y que, de otra forma, darían lugar, por las abundantes precipitaciones, a una pérdida relativamente acelerada del regolito. También es capaz de condicionar las características microclimáticas a una escala sublocal al mantener una buena sombra y humedad en verano, pero a la vez, una temperatura relativamente suave en invierno, de manera que, en cualquier caso, genera mejores condiciones térmicas. La propia masa forestal y sus tupidas raíces son capaces de garantizar una buena circulación hídrica dentro del suelo. El valor para la fauna también es notable, con 8 puntos, por configurarse como un espacio forestal de refugio, cría, invernada y estivada de un número considerable de vertebrados. Junto a ello, sus cosechas de bellotas y sus especies herbáceas y arbustivas del sotobosque se configuran como un recurso trófico de gran valía.

En definitiva, suma 49 puntos dentro del interés mesológico. Una cifra sensiblemente inferior a las registradas en las otras tres manchas con las que se compara que, en ningún caso bajan de los 57 puntos. En este caso es incontestable que el carácter relativamente joven de la masa y su manejo antrópico da lugar a estos valores notables, pero no sobresalientes.

El último grupo de criterios para determinar el valor natural lo configura el interés estructural. El primer criterio es el referido a la riqueza de taxones por estrato. En este caso cuenta con un índice intermedio en relación a los otros bosques analizados. En lo referente a la cobertura por estrato, muestra una puntuación baja. Ello es debido a lo apuntado anteriormente, el hecho de que se trata de un bosque, en general, relativamente joven y con una cobertura arbórea grande (Figura 3) hace que el resto de estratos muestren una diversidad modesta y una cobertura pobre. También la riqueza de microhábitats es relativamente pobre. En muchos inventarios pueden encontrarse bloques de rocas y piedras, algún pequeño curso de agua y bastantes ramas y madera muerta que garantiza un considerable número de especies de xilófagos. Sin embargo, no presenta otra serie de microambientes que suelen ser frecuentes en este tipo de bosques (Lozano *et al.*, 2020).

Figura 3. Fotografía del interior de la mancha de roble petrano del Moncayo. Obsérvese el fuste delgado general de los robles, señal inequívoca de corte y presión de carácter antrópico.



Fuete: Elaboración propia.

Por último, la continuidad de la mancha, junto con su conectividad, da lugar a una puntuación relativamente elevada. Son algo más de 100 Ha de bosque compacto y perfectamente conectado, tanto en su parte inferior como en la superior y lateral. Son cifras muy similares a las registradas en las manchas antes analizadas. En general, el valor del INEST da puntuaciones modestas, inferiores a las registradas en el ámbito vasco navarro.

En cuanto al INCUL, éste se subdivide en dos grupos de criterios. En primer lugar, el interés patrimonial que da lugar a unas puntuaciones relativamente modestas, de 28,8 puntos. En este sentido, la gestión realizada para esta formación hasta hace unos años era bastante intensiva de manera que las matarrasas frecuentes dan lugar a un aprovechamiento poco sostenible. En las encuestas y entrevistas realizadas a la población se denota, también, una mayor valoración de las masas de encinar y hayedo que de los robledales, en general. Por una parte, la población obtenía más recursos de los anteriores dos y, por otra, valora, lógicamente, de manera más alta tanto al encinar inferior como al hayedo superior, incluso los pinares fueron mejor valorados que los robledales y rebollares por poder acceder a ellos y obtener madera, frutos, hierbas medicinales, setas, etc. Tampoco ayuda el hecho de configurarse como una propiedad privada que no ha podido contar con una explotación comunal.

En lo referente al siguiente grupo de criterios, el INCULEST también muestra una puntuación media o modesta. En primer lugar, las dasotipologías de fustes se restringen al monte alto con algún desarrollo de monte bajo o pluricaules bajos, pero es que, además, salvo algún muro de piedra seca, no existen muchos más elementos culturales o etnográficos reseñables.

La suma de los valores naturales y culturales da lugar al INCON que muestra unos registros modestos lastrados precisamente por los escasos valores culturales. Comparado con los otros tres ejemplos analizados hasta la fecha, dos de ellos superan los 200 puntos mientras que el de Garrastatxu se queda en 191,2. En el caso que nos ocupa su INCON no anda lejos, pero cuenta con unos valores más modestos debido, sobre todo, a las relativamente bajas puntuaciones obtenidas en el criterio de valor etno-cultural y patrimonio-cultural. No obstante, son semejantes a manchas de todo tipo de bosques bien conservados de ámbitos como el ibérico, pero también el balcánico, escandinavo o la región patagónica (Lozano *et al.*, 2020)

Por último, al situarse en un espacio protegido y contar con una presión demográfica baja, también va a mostrar puntuaciones bajas tanto en la amenaza demográfica como en las amenazas alternativas. Sin embargo, su accesibilidad es alta al situarse cercano a la carretera de ascensión al Santuario del Moncayo. Por si eso fuera poco, aunque se trata de bosques de rebrote relativamente jóvenes, existe una cierta pobreza en estratos y especies que lo hace ser muy transitable, lo que da lugar a una amenaza muy alta. Es precisamente este criterio el que le hace contar con un nivel de amenaza superior a las tres manchas de comparación y, por tanto, a presentar un PRICON donde se superan los registros obtenidos anteriormente, de manera que con 2146,45 puntos se sitúa por encima del bosque de Pikandi (1946,6 puntos), Garralda (1846,8 puntos) y Garrastatxu (1338,5 puntos).

Resulta curioso que en la mayor parte de los criterios el robledal petrano del Moncayo discorra por detrás de las puntuaciones obtenidas anteriormente, pero, sin embargo, en lo referente al PRICON se sitúa por encima. Dicha cuestión viene motivada por un factor de amenaza superior al registrado anteriormente y debido, sobre todo, a la gran accesibilidad y transitabilidad con la que cuenta la mancha, de manera que estas dos variables sumadas al gran número de visitas que muestra el parque natural, hace que deba tenerse cuidado a la hora de proteger y gestionar adecuadamente un bosque que, por otra parte, se encuentra en manos privadas y ha recibido una presión de explotación para saca de leña relativamente intensiva. Dichas actividades deberían restringirse y realizarse de una manera mucho más selectiva.

4. CONCLUSIONES

El objetivo propuesto para esta investigación se ha cumplido. El robledal petrano del Moncayo queda perfectamente caracterizado, no sólo *en referencia al cortejo* de especies que lo forma, sino también a las coberturas de cada uno de los taxones y del conjunto y, tanto en general como por estratos.

De la misma forma, también se han obtenido valoraciones parciales y generales a través de la metodología LANBIOEVA que pueden procurar al gestor una serie de datos e índices para la correcta protección, gestión y ordenación de la formación.

Por lo demás, esta mancha cuenta con innegables valores naturales entre los que destacan los territoriales y mesológicos, sin embargo, muestra valores relativamente modestos en criterios como el de diversidad o madurez. Tampoco son excesivamente elevados los valores estructurales, sean naturales como culturales, ni tampoco los patrimoniales lo que da lugar a un valor natural medio a alto, un cultural medio,

pero, un nivel de amenaza relativamente elevado como consecuencia de presentar una accesibilidad y transitabilidad muy altas. Gracias a ello presenta un PRICON más elevado que las manchas anteriormente analizadas y que debe llevar al gestor a tener un especial cuidado con el tránsito de personas por esta unidad forestal y con el corte a matarrasa y extracción sistemática de leña y madera.

5. BIBLIOGRAFÍA

- BLANCO, E., CASADO, M.A., COSTA, M., ESCRIBANO, R., GARCÍA, M., GÉNOVA, M., GÓMEZ, A., GÓMEZ, F., MORENO, J.C., MORLA, C., REGATO, P. & SAINZ, H. (1997). *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Barcelona: Planeta.
- CARRIÓN, J.S., PARRA, I., MUNUERA, M. & NAVARRO, C. (2000). Past distribution and ecology of the cork oak (*Quercus suber*) in the Iberian Peninsula: a pollen-analytical approach. *Diversity and Distributions*, 6: 213–227. DOI: 10.1046/j.1472-4642.2000.00070.x
- GASSIOT, E., RODRÍGUEZ, D., PÈLACHS, A., PÉREZ-OBIOL, R., JULIÀ, R., BAL-SERIN, M.C. & MAZZUCCO, N. (2014). La alta montaña durante la Prehistoria: 10 años de investigación en el Pirineo catalán occidental. *Trabajos de Prehistoria*, 71 (2): 261–281. DOI: 10.3989/tp.2014.12134
- JALUT, G. (1988). Les principales etapes de l'histoire de la forêt pyrénéenne française depuis 15.000 ans. *Monografías del Instituto Pirenaico de Ecología*, 4: 609–615. Retrieved from https://scholar.google.es/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&as_vis=1&q=Jalut%2C+G.+%281988%29.+Les+principales+etapas+de+l%E2%80%99histoire+de+la+for%C3%AAt+pyr%C3%A9n%C3%A9nne+fran%C3%A7aise+depuis+15.000+ans.+Monograf%C3%ADas+del+Instituto+Pirenaico+de+Ecolog%C3%ADa%2C+4%3A+609-615.&btnG=
- LOIDI, J. (1983). *Estudio de la flora y vegetación de las cuencas de los ríos Deva y Urola en la provincia de Guipúzcoa*. Madrid: Universidad Complutense.
- LONGARES, L.A. (2004). El paisaje vegetal en el sector aragonés del Moncayo. En: J.L. Peña, L.A. Longares y M. Sánchez (Eds.), *Geografía Física de Aragón. Aspectos generales y temáticos (187-197)*. Zaragoza: Universidad de Zaragoza e Institución Fernando el Católico.
- LÓPEZ, G. (1982). *La guía de INCAFO de los árboles y arbustos de la Península Ibérica*. Barcelona: INCAFO.
- LOZANO-VALENCIA, P.J., VARELA-ONA, R., LATASA-ZABALLOS, I., LOZANO-FERNÁNDEZ, A. & MEAZA-RODRIGUEZ, G. (2020). Biogeographical valuation of global plant landscapes using the “Lanbioeva” (Landscape Biogeographical Evaluation) methodology. En Comité Español de la UGI, *Spanish contribution to 34th IGC. Istanbul 2020. Spain, bridge between continents (174-188)*. Madrid: Asociación de la Geografía Española.
- LOZANO-VALENCIA, P.J., VARELA-ONA, R., LOZANO-FERNÁNDEZ, A. & MEAZA-RODRIGUEZ, G. (2021). Caracterización y Evaluación Biogeográfica a través del Método Lanbioeva de los Bosques de *Quercus Petraea* del País Vasco y Navarra (Península Ibérica). *Revista de Estudios Andaluces*, 41: 65–86. DOI: DOI: 10.12795/rea.2021.i41.04
- PÈLACHS, A., SORIANO, J.M., NADAL, J. & ESTEBAN, A. (2007). Holocene environmental history and human impact in the Pyrenees. *Contributions to Science*, 3 (3): 421–429. Retrieved from <https://ddd.uab.cat/record/118003>
- PÈLACHS, A., JULIÀ, R., PÉREZ-OBIOL, R., SORIANO, J.M., BAL, M.C., CUNILL, R. & CATALAN, J. (2011). Potential influence of Bond events on mid-Holocene climate and vegetation in southern Pyrenees as assessed from Burg lake LOI and pollen records. *The Holocene*, 21(1), 95–104. Retrieved from <https://digital.csic.es/handle/10261/44302>

- PÈLACHS, A., GARCÍA, J.C., SORIANO, J.M., PÉREZ-OBIOL, R. & CATALÁN, J. (2016). Papel de los incendios en las dinámicas forestales del Norte de la Península Ibérica durante el Holoceno. En: Gómez Zotano, J., Arias García, J., Olmedo Cobo, J. A. y Serrano Montes (Eds.), *Avances en Biogeografía. Áreas de distribución: entre puentes y barreras* (553–562). Granada: Universidad de Granada y Tundra ediciones.
- PEÑALBA, M.C. (1994). The history of the Holocene vegetation in northern Spain from pollen analysis. *Journal of Ecology*, 82: 815–832. Retrieved from <https://www.jstor.org/stable/2261446?seq=1>
- SÁNCHEZ-GOÑI, M.F. & HANNON, G.E. (1999). High-altitude vegetational pattern of the Iberian Mountain Chain (north-central Spain) during the Holocene. *The Holocene*, 9: 39–57. DOI: 10.1191/095968399671230625
- STREIFF, R., LABBE, T., BACILIERI, R., STEINKELLNER, H., GLÖS, J. & KREMER, A. (1998). Within-population genetic structure in *Quercus robur* L. and *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. assessed with isozymes and microsatellites. *Molecular Ecology*, 7: 317–328. DOI: 10.1046/j.1365-294X.1998.00360.x
- URIBE-ECHEBARRÍA, P.M. (2002). *Vegetación e itinerarios botánicos en el Parque Natural del Moncayo*. Zaragoza: Gobierno de Aragón, Consejo de Protección de la Naturaleza.
- URIBE-ECHEBARRIA, P.M. & ZORRAKIN, I. (2004). *Claves ilustradas de la flora del Moncayo*. Zaragoza: Gobierno de Aragón, Departamento de Medio Ambiente.

VALORACIÓN ZOOGEOGRÁFICA DE LA FAUNA VERTEBRADA DEL PAISAJE DE BOCAGE DE SANTIAGOMENDI (ASTIGARRAGA-GIPUZKOA).

ZOOGEOGRAPHIC ASSESSMENT OF THE VERTEBRATE FAUNA OF SANTIAGOMENDI'S BOCAGE LANDSCAPE (ASTIGARRAGA- GIPUZKOA).

Pedro José Lozano Valencia¹, Asier Lozano Fernández¹, Rake! Varela Onay¹
Guillermo Meaza Rodríguez¹

¹Departamento de Geografía, Prehistoria y Arqueología. Universidad del País Vasco (pedrojose.lozano@ehu.eus; lozanoasier6@gmail.com; rake!varela@ehu.eus y Guillermo. meatza@gmail.com) 0000-0002-1345-5704; 0000-0002-3013-4929; 0000-0001-5079-0627y0000-0003-0705-2631

Resumen

El paisaje de bocage es uno de los elementos identitarios del ámbito de campiña cantábrica del País Vasco. Se mantuvo incólume durante siglos, hasta que, a mediados del XX, la industrialización, la urbanización, la construcción de infraestructuras y los nuevos paradigmas agrarios comenzaron a incidir negativamente en su integridad y pervivencia. Las retículas de setos vivos, elemento fundamental del paisaje de bocage, ejercen innumerables funciones ecosistémicas y territoriales, pues generan microclimas favorables para las biocenosis, mejoran la calidad de los suelos, favorecen la circulación hídrica, mitigan la erosión, constituyen refugios de fauna y vegetación, configuran pasillos de conectividad ecológica, suministran valores paisajísticos y estéticos, proporcionan rendimientos económicos y dan testimonio de una ancestral estructura de manejo del territorio. La presente comunicación expone los resultados de la aplicación de la metodología valorativa LANZOOEVA (Landscape Zoogeographical Evaluation) a la carga faunística vertebrada que medra en el seno de este paisaje tan singular en la zona de Santiagomendi (Gipuzkoa), obtenidos a partir de 21 transectos y 51 estaciones de escucha. Se alcanzan registros valorativos elevados, derivados de la combinación de factores como la notable riqueza taxonómica, la existencia de un buen número de especies protegidas y el bajo cómputo de especies introducidas.

Palabras clave: Bocage, campiñacantábrica, vertebrados, LANZOOEVA, Santiagomendi.

Abstract

The Bocage landscape configured as one of the most identitarian elements of the Cantabrian countryside of the Basque Country. This was the situation until the middle

of the twentieth century with industrialization, urbanization, infrastructure construction and new agricultural paradigms.

The Bocage landscape has innumerable ecosystem and territorial functions, as live hedges improve soil quality, promote water circulation, mitigate erosion, constitute refuges for fauna and vegetation, configure ecological connectivity corridors, provide landscape and aesthetic values, provide economic yields and allow knowing how the territory has been managed since ancient times. This communication presents the research work carried out to inventory and diagnose through assessment, using the LANZOOEVA methodology (Landscape Zoogeographical Evaluation), the amount of wildlife within this landscape. It is based on systematic work carried out over a year from 21 transects and 51 listening stations. The results give high numbers derived from the combination of a considerable number of taxa attached to a certain number of protected species and a relatively small list of introduced species. The data are comparable to other areas more or less close to the Aiako-Harriak Natural Park.

Keywords: Bocage, Cantabrian countryside, vertebrates, LANZOOEVA, Santiagomendi.

1. INTRODUCCIÓN

El paisaje de bocage es uno de los elementos más reconocibles e identitarios de la fachada atlántica del continente europeo. Se caracteriza por configurar un puzzle de pequeñas parcelas de prados de siega y diente para la ganadería extensiva, circundados por perímetros arbolados o arbustivos ("setos vivos") de los que, tradicionalmente, se obtenía leña, frutos, forrajes, plantas medicinales, aromáticas y comestibles, setas, caza... (Meaza, Lozano y Varela, 2020).

Antes de 1950 la campiña cantábrica configuraba un mosaico paisajístico ancestral de núcleos rurales, caseríos dispersos, prados, huertas, landas, setos vivos, muros y restos de los antiguos bosques dentro del territorio vasco y navarro. No es casualidad que sea en las comarcas de menor densidad de población y que menos han sufrido el impacto de la industrialización, urbanización y reforestación con especies exóticas donde, hoy por hoy, sean todavía reconocibles algunos de los elementos más genuinos de la antigua campiña, especialmente los setos vivos: al oeste Las Encartaciones vizcaínas; al este, los navarros Valle de Baztan y Comarca de Cinco Villas (Zaldua, 2004), y el País Vasco francés.

Pero en la generalidad del territorio, sobre todo guipuzcoano y vizcaíno, la expansión de las zonas urbanas y de polígonos industriales y de servicios, la proliferación de las grandes infraestructuras y dotaciones, y la modernización del campo pareja al abandono del laboreo agrario tradicional han dejado seriamente comprometida la supervivencia de la retícula de setos vivos. A ello ha contribuido también la proliferación de plantaciones forestales, de agricultura intensiva de invernaderos, del cultivo de la vid para txakoli y, en la zona concreta de Astigarraga, de la manzana para sidra. Los nuevos paradigmas agrarios adoptados a mediados del siglo pasado, que propiciaban el monocultivo, la concentración parcelaria y la mecanización del campo exigieron la eliminación de los "obstaculizantes" mosaicos del terrazgo y de las retículas de setos, ribazos, taludes y bordes de caminos. Pero su desaparición no deriva

únicamente de un cambio del modelo de gestión agraria, sino también –y en muchos casos principalmente– del cese de dicha gestión, del abandono del campo ligado al éxodo rural que ha derivado primero en la matorralización y luego en la reforestación espontánea del terreno a partir, precisamente, de los remanentes vegetales contenidos en la retícula de setos vivos (Hernández, 2010).

La intervención humana en el paisaje vegetal se remonta al Neolítico, cuando la necesidad de disponer de la mayor extensión posible de pastizales trajo asociado el retroceso del bosque. En laderas y fondos de valle de topografía favorable y suelos suficientemente desarrollados, el antiguo ambiente de robledal de *Quercus robur* fue transformado en uno de los elementos más genuinos de la campiña atlántica: los siempreverdes prados de siega y diente. La hierba segada, en fresco o henificada, constituye el principal sustento del ganado, al tiempo que la comunidad herbácea se beneficia del aporte de nitrógeno suministrado por el abono orgánico. El praderío se mantiene a raya por segado, que se practica sobre todo en verano, y por el diente y pisoteo del ganado en invierno (Meaza, 1994).

Las perspectivas de futuro del paisaje de campiña cantábrica en relación a los cambios de uso del suelo son desfavorables. Por una parte, se ubican en zonas rurales que difícilmente pueden sustraerse a la apetencia urbanística por enclaves con atractivo turístico, residencial y de infraestructuras ligadas al sector servicios. Por otra, allí donde se mantiene, su biodiversidad se encuentra amenazada por dos factores de tendencia opuesta: por un lado el abandono de las actividades agrarias; por otro su intensificación desmesurada a base de fertilizantes inorgánicos, purines y favorecimiento de neoforrajeras, que construyen un medio excesivamente homogéneo donde sólo unas pocas especies muy productivas persisten. Tanto la intensificación como, en menor medida, el abandono dan lugar a la progresiva pérdida de especies vegetales y animales, especialmente de fauna vertebrada.

Es importante recalcar que los setos vivos ejercen un amplio abanico de funciones ambientales, productivas y paisajísticas (Meaza, Lozano y Varela 2020):

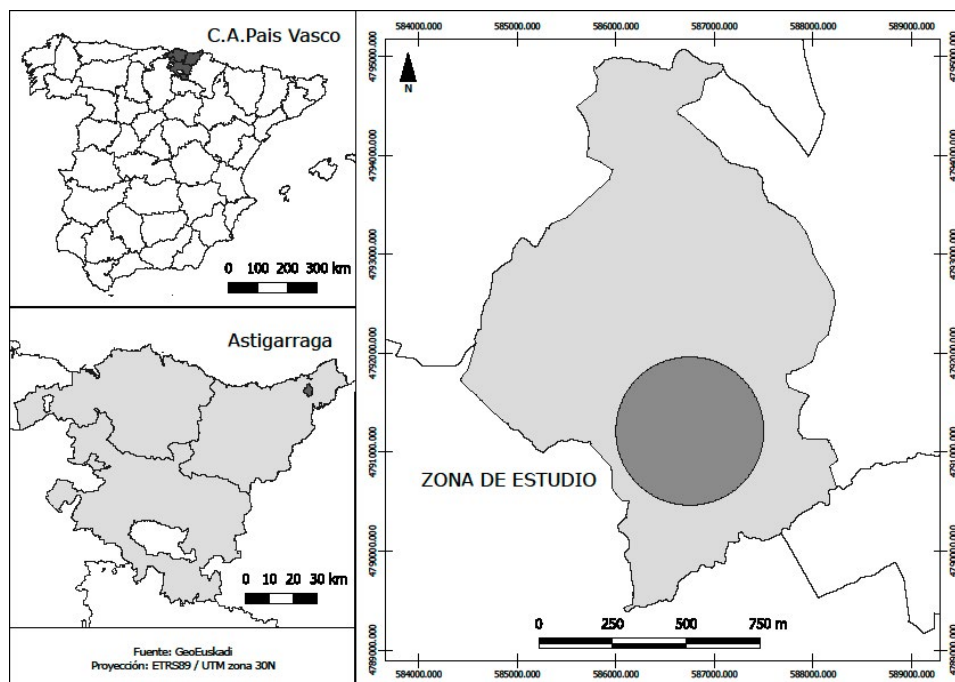
- Aportan materia orgánica al suelo rica en minerales. Potencian los contenidos de materia orgánica y biomasa radicular que mejoran las propiedades hidrológicas de los suelos y retroalimentan positivamente la biodiversidad.
- Regeneran el suelo y su fertilidad.
- Configuran corredores ecológicos que mantienen pasillos de biodiversidad entre parcelas.
- Previenen la sequía, favorecen la humedad del terreno, la infiltración del agua de lluvia y evitan la excesiva escorrentía o el lavado del terreno (y por tanto la erosión).
- Favorecen una mejor circulación hídrica del terreno.
- Establecen barreras contra los vientos de gran virulencia.
- Generan entornos que ayudan a biodiversificar la fauna y flora, lo que ayuda a prevenir plagas. Incrementan la biodiversidad aérea y del suelo, incluyendo la de organismos polinizadores y antagonistas de las plagas que afectan a cultivos y pastizales.
- Dan cobijo y alimento a multitud de especies de insectos, polinizadores, pájaros, anfibios, pequeños mamíferos... que prestan servicios ecosistémicos

como la polinización, el control de plantas y animales potencialmente perniciosos, la diseminación de semillas, etc.

- Sirven de hábitat fundamental para las aves migratorias y otras formas de vida salvaje.
- Amplían el periodo fenológico de pastos praderas, de modo que se expande el tiempo en que el ganado puede alimentarse *in situ* y con ello se evita un mayor consumo de pienso y forraje exógeno.
- Proporcionan otros rendimientos del campo en forma de plantas comestibles y medicinales, frutos, leña, miel...
- Crean microclimas favorables: proveen sombra, evitan islas de calor, amortiguan el viento, mantienen una mayor humedad en el ambiente. Sirven de amortiguador y también sobre las fluctuaciones del clima (heladas, exceso de insolación) que dañan la vegetación, generando adicionalmente hábitats que proporcionan cobijo al ganado en momentos críticos (fuertes insolaciones estivales, vientos y fríos intensos, etc.).
- Mejoran la calidad de las aguas, superficiales y subterráneas.
- Potencian el efecto descontaminante de los suelos en lo que concierne a agroquímicos (plaguicidas, abuso de abonos minerales, antibióticos depositados por las heces del ganado).
- Favorecen la conservación de especies autóctonas de árboles, arbustos y plantas, afectados por la deforestación y las repoblaciones intensivas.
- Mantienen, en suma, el campo vivo y biodiverso.

Proporcionan valores estéticos de gran valor emocional para campesinos y urbanitas. Consciente de este acervo natural, ecológico, productivo, social, identitario y paisajístico, el ayuntamiento de Astigarraga abordó en 2016 la realización de un plan de acción del paisaje sobre la zona de Santiagomendi, que es otra el mejor ejemplo de paisaje de bocag dentro de la comarca de Donostialdea (Figura 1). Se trata de un sector cercano al corredor Donostia-Andoa que se caracteriza por presentar una gran densidad de población (la mayor de toda Gipuzkoa) (EUSTAT, 2021) y unas presiones territoriales muy fuertes y evidentes, lo que le hace digno de especial protección, correcta gestión y eficaz ordenación, en la línea que propugna el Convenio Europeo del Paisaje (CEP) (Ayuntamiento de Astigarraga, 2016).

Figura 1. Localización del área de estudio.



Fuente:Elaboración propia.

El mencionado plan desarrolla diferentes acciones relacionadas con la prevención, corrección y desarrollo socioeconómico sostenible. En concreto, dentro de la línea general de restauración del paisaje, de forma específica, de sus valores naturales, se establecieron como prioritarias las denominadas:

Actuaciones forestales encaminadas a facilitar la creación de pasillos (corredores) ecológicos.

Implementación de medidas para la mejora y mantenimiento de paisajes agrarios: campaña atlántica y bocage.

Por otra parte, conscientes del doble valor ecológico y productivo con el que cuenta el paisaje de bocage y la red de setos vivos, el equipo de investigación Lurralde-on de la Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea (UPV/EHU) y la empresa Kriptapropusieron al ayuntamiento de Astigarraga la realización de una caracterización, inventario y valoración biogeográfica de los ecosistemas de Santiagomendi (Ayuntamiento de Astigarraga, 2018); dossier que fue presentado en marzo de 2018. En el capítulo de propuestas para la protección, gestión y ordenación de los recursos biogeográficos de Santiagomendi se estimaba la necesidad de la conservación de los setos vivos existentes y la recuperación de aquellos que se fueron perdiendo desde mediados del siglo pasado. De cara a que la iniciativa pudiera contar con un marco normativo, entre junio de 2018 y junio de 2019 se llevó a cabo el Plan Especial de Ordenación del Medio Natural y del Paisaje de Santiagomendi y su entorno, que trata de establecer las bases para la protección normativa de los setos vivos (Ayuntamiento de Astigarraga, 2019) (Figura 2). En paralelo, entre 2019 y 2020 se desarrolló el Proyecto de Protección y Conservación de los Setos Vivos de la campaña de Santiagomendi, que

contemplar varias etapas. En una primera se caracterizan biogeográficamente todos los setos existentes y, por fotointerpretación, se estudian aquellos que han desaparecido y deberían recuperarse. Además, se llevaron a cabo inventarios de fauna y vegetación que recogían no solo los valores naturales, sino también ecológicos, culturales, patrimoniales, amenazas, etc. de cada uno de los setos existentes. Como conclusión, se diagnosticaba el estado de la red de setos vivos y del paisaje de *Bocage*.

Figura 2. Fotografía de la red de setos vivos de Santiago de Compostela.



Fuente: Elaboración propia.

Una de las caracterizaciones del citado proyecto se dirigía a inventariar y diagnosticar la carga faunística vertebrada de la malla de setos vivos para evaluar su estado zoogeográfico. Es, precisamente, este el objetivo de la presente comunicación, donde se exponen los resultados de la valoración zoogeográfica mediante la metodología LANZOOEVA (Landscape Zoogeographical Evaluation), de autoría propia (Lozano, 2008), que ya ha sido aplicada a entornos más o menos cercanos a la zona de estudio, y que cuenta con una aplicabilidad sencilla y bien contrastada científicamente.

2. METODOLOGÍA

Para la realización de este trabajo de investigación y gestión se optó por la metodología LANZOOEVA, que hace uso de una serie de herramientas para la toma de datos e inventariación de los vertebrados sobre el terreno. Así, se han establecido 21 transectos y 51 estaciones de escucha, censo o conteo donde, entre los años 2019 y 2020 y para evitar el sesgo horario, se ha trabajado a diferentes horas del día y de la noche. De la misma manera, para evitar la estacionalidad, los transectos se han realizado mediante un número de visitas similares para las cuatro estaciones del año. También se ha puesto en marcha otro tipo de técnicas de muestreo específicas según la clase zoológica a inventariar. De los peces no se ha tomado en cuenta al no existir en la zona de estudio curso fluvial o lámina de agua suficiente como para albergar ictiofauna.

2.1. Anfibios

Se han inventariado recurriendo a los itinerarios prefijados o transectos. También se han llevado a cabo, de forma complementaria, visitas a lugares sensibles de puesta y análisis de identificación de huevos, larvas y adultos. De la misma forma, se realizaron escuchas nocturnas a través de las estaciones prefijadas con un criterio estratificado y aleatorio. Se han consultado, además, documentos, citas y archivos de la AHE (Asociación Española de Herpetología), y el atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España (Pleguez *et al.*, 2002).

2.2. Reptiles

Para el estudio de esta clase se han realizado los mencionados transectos y, de forma complementaria, visitas a zonas sensibles con volteo de piedras, etc. En este sentido, la ampliación de muros de piedra seca existente en la zona ha sido prospectada de forma frecuente. Se han tomado en cuenta, además, los documentos, citas y archivos de la AHE (Asociación Española de Herpetología), y el atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España (Pleguez *et al.*, 2002).

2.3. Aves

Se han utilizado dos métodos básicos: transectos y estaciones de escucha. Además de estas identificaciones directas, se han consultado diferentes documentos, casos de atlas de las aves nidificantes de Guipúzcoa (Aierbe, Olano y Vázquez, 2001), atlas de las aves reproductoras de España (Martí y Del Moral, 2003), libro rojo de las aves de España (Madroño, González y Atienza, 2004) y citas, documentos y estudios de la SEO (Sociedad Española de Ornitología).

2.4. Mamíferos

Se han realizado transectos para la detección e interpretación de huellas, señales de haber comido, pisadas, restos del propio animal, excrementos, etc. También visitas a lugares sensibles para los quirópteros y lotes de egagrópilas de rapaces nocturnas, además de obtener datos de la red de informadores y entrevistas con lugareños y expertos. Se han consultado, por otra parte, las citas y archivos de la SECEM (Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos), el atlas y libro rojo de los mamíferos de España (Palomo, 2007) y, para el grupo de los quirópteros, las publicaciones de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Murciélagos (SECEMU). Asimismo, también se dispuso de un sonómetro para captar y medir las frecuencias de los ultrasonidos de los murciélagos de un equipo Pettersson-D1000X.

Posteriormente, se ha realizado una clasificación conforme a la abundancia/escasez de los taxones inventariados. Así, si la especie había sido detectada en menos del 10% de las visitas, transectos y estaciones, se ha determinado que el taxón es puntual; si lo ha hecho entre el 10,1% y el 50%, se ha catalogado como frecuente; y si ha aparecido entre el 50,1% y el 100% de las ocasiones, se ha calificado como abundante.

Por último, de cara a la valoración final, se ha aplicado la siguiente fórmula, que ha sido testada en trabajos anteriores (Lozano, 2008; Lozano et al., 2018) con interesantes resultados:

$$VF = N^{\circ} \text{ de especies} + (5 \times \text{En Peligro} + 4 \times \text{Vulnerables} + 3 \times \text{Raras} + 2 \times \text{de interés Especial}) - \text{especies introducidas o antropófilas estrictas: } VF = NE + (5 \times EP + 4 \times V + 3 \times R + 2 \times IE) - EIA$$

En el interior del paréntesis que contiene la fórmula aparecen aquellos elementos englobados dentro de las 4 categorías de protección que marca el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas (Gobierno Vasco, 2021); y que son, de mayor a menor riesgo de desaparición: En Peligro, Vulnerable, Rara y de Interés Especial. Por último, aparecen las denominadas especies introducidas o antropófilas estrictas (EIA); es decir, las susceptibles de desplazar a la fauna autóctona o de convertirse en especies-plagay causar efectos ecológicos adversos.

El hecho de que hayamos ya publicado un trabajo previo sobre la zona nororiental de Gipuzkoa (Lozano, 2008) y otros sobre todo el conjunto de ecosistemas de Santiagomendi (Lozano et al.,

2018) nos permite realizar las necesarias comparaciones acerca de la carga faunística y la localidad de la misma dentro del contexto territorial que nos ocupa.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 1 recoge el listado de las especies inventariadas dentro de los 56 setos vivos existentes a día de hoy en la zona de Santiagomendi. Los nombres específicos han sido grafiados tal y como aparecen en el Catálogo de Vertebrados de la Comunidad Autónoma del País Vasco (Gobierno Vasco, 1989).

Tabla1. Listado de taxones ordenados por clases, con indicación del grado de abundancia/escasez que muestran en la malla de setos vivos de Santiagomendi.

	P	F	A
NOMBREDELAESPECIE			
<i>Pernisapivorus</i> (3)	X		
<i>Milvusmigrans</i>	X		
<i>Circuscyanus</i> (4)	X		
<i>Accipitergentilis</i> (3)		X	
<i>Accipiternissus</i> (4)		X	
<i>Buteobuteo</i>			X
<i>Hieraëtuspennatus</i> (3)	X		
<i>Falcotinnunculus</i>			X
<i>Falcosubbuteo</i> (3)	X		
<i>Phasianuscolchicus</i> (5)		X	
<i>Coturnixcoturnix</i> (5)		X	
<i>Scolopaxrusticola</i>	X		
<i>Columbalivia(domestica)</i> (5)			X
<i>Columbapalumbus</i>	X		
<i>Streptopeliaturtur</i>	X		
<i>Streptopeliadecaoccto</i> (5)			X
<i>Cuculuscanorus</i>		X	
<i>Tytoalba</i>		X	
<i>Strixaluco</i>		X	
<i>Apusapus</i>			X
<i>Alcedoatthis</i> (4)			
<i>Upupaepops</i> (2)		X	
<i>Jynxtorquilla</i> (4)	X		
<i>Picusviridis</i>	X		
<i>Dendrocoposmajor</i>	X		
<i>Hirundorustica</i>			X
<i>Delichonurbica</i>			X
<i>Anthustrivialis</i>			X
<i>Motacillacinerea</i>	X		
<i>Motacillaalba</i>			X
<i>Troglodytestroglodytes</i>			X
<i>Prunellamodularis</i>		X	
<i>Erithacusrubecula</i>			X
<i>Phoenicurusochuros</i>			X

	P	F	A
NOMBREDELAESPECIE			
ANFIBIOS			
<i>Triturushelveticus</i>	X		
<i>Alytesobstetricans</i>		X	
<i>Bufo</i>			X
<i>Hylaarborea</i>	X		
<i>Ranaperezi</i>	X		
<i>Ranatemporaria</i>	X		
REPTILES			
<i>Lacertaviridis</i>			X
<i>Lacertavivipara</i>	X		
<i>Podarcishispanica</i>	X		
<i>Podarcismuralis</i>		X	
<i>Anguisfragilis</i>			X
<i>Coronellaaustrica</i>	X		
<i>Elaphelongissima</i> (4)	X		
<i>Natrixnatrix</i>	X		
<i>Viperaseoanei</i>		X	
MAMÍFEROS			
<i>Erinaceuseuropaeus</i>			X
<i>Crociduraruscula</i>			X
<i>Crocidurasuaveolens</i>		X	
<i>Talpaeuropaea</i>		X	
<i>Rinolophushipposideros</i> (4)	X		
<i>Myotismystacinus</i> (1)			
<i>Myotismyotis</i> (1)	X		
<i>Pipistreluspipistrelus</i> (4)			X
<i>Plecotusaustriacus</i> (4)		X	
<i>Oryctolagusuniculus</i>	X		
<i>Sciurusvulgaris</i>		X	
<i>Clerhionomysglareolus</i>	X		

<i>Phoenicurusphoenicurus</i> (2)	X		
<i>Saxicolatorquata</i>			X
<i>Oenantheoenanthe</i>		X	
<i>Turdusmerula</i>			X
<i>Turdusphilomelos</i>			X
<i>Turdusviscivorus</i>		X	
<i>Hippolaispolyglotta</i>		X	
<i>Sylviacomunis</i>			X
<i>Sylviaborin</i>	X		
<i>Sylviaatricapilla</i>	X		
<i>Phylloscopuscollybita</i>		X	
<i>Regulusignicapillus</i>		X	
<i>Muscicapatriata</i>		X	
<i>Aegithaloscaudatus</i>			X
<i>Paruspalustris</i>		X	
<i>Parusater</i>	X		
<i>Paruscaeruleus</i>			X
<i>Parusmajor</i>			X
<i>Certhiabrachydactyla</i>	X		
<i>Laniuscollurio</i>		X	
<i>Garrulusglandarius</i>			X
<i>Picapica</i>			X
<i>Corvuscoronae</i>		X	
<i>Sturnusvulgaris</i>			X
<i>Passerdomesticus</i> (5)			X
<i>Passermontanus</i>	X		
<i>Fringillacoelebs</i>			X
<i>Serinusserinus</i>			X
<i>Carduelischloris</i>			X
<i>Cardueliscarduelis</i>			X
<i>Carduelisspinus</i> (4)		X	
<i>Cardueliscannabina</i>			X
<i>Pyrrhulapyrrhula</i>			
<i>Emberizacitrinella</i>	X		

<i>Arvicolaterrestris</i>		X	
<i>Microtusagrestis</i>		X	
<i>Apodemussylvaticus</i>	X		
<i>Ratusnorvegicus</i> (5)			X
<i>Musdomesticus</i> (5)			X
<i>Glysglys</i> (2)		X	
<i>Vulpesvulpes</i>		X	
<i>Mustelanivalis</i>	X		
<i>Martesfoina</i>		X	
<i>Melesmeles</i>		X	
<i>Felissilvestris</i> (4)	X		
<i>Susscrofa</i>		X	
<i>Capreoluscapreolus</i>	X		

Leyenda: columna izquierda: aves; columna derecha: anfibios, reptiles y mamíferos. P=puntual, F=frecuente y A=abundante. Los números se refieren a las categorías de protección del catálogo vasco de especies amenazadas (Bea, 1999): 1, "En Peligro"; 2, "Vulnerable"; 3, "Rara"; 4, "De Interés Especial"; 5, "Introducida o Antropófila estricta"

Fuente: Elaboración propia.

Como puede observarse, existe un total de 6 taxones de anfibios, de los cuales 4 son puntuales, 1 frecuente y 1 abundante. En lo que respecta a los reptiles, son 9 los taxones existentes apareciendo 5 de forma puntual, 2 de forma frecuente y otros 2 abundante. En lo referente a las aves, éstas se configuran como la clase más conspicua, con 67 especies, de las cuales 18 serían puntuales, 19 frecuentes y el resto (30) abundantes. Por último, el grupo de los mamíferos arroja las siguientes cifras: un global de 25 especies, de las cuales 8 aparecen de forma puntual, 11 frecuente y 5 abundante.

Con todo, y con el fin de poner en contexto esta carga faunística, conviene cotejar las cifras resultantes con las obtenidas en el conjunto de los ecosistemas de Santiagomendi (Lozano *et al.*, 2016), con las del sector nororiental de la provincia de Gipuzkoa (Lozano, 2008), con las de la provincia de Gipuzkoa en su conjunto y con las de toda la Comunidad Autónoma del País

Vasco (CAPV) (Gobierno Vasco, 1989) (Tabla 2). Tal y como se puede observar, tanto para las diferentes clases como para el conjunto de los vertebrados existe, en general, una buena representación dentro de la malla de los setos vivos de Santiagomendi.

Tabla 2. Número de especies en el área de estudio, en Santiagomendi, en el sector nororiental de Gipuzkoa, en toda la provincia de Gipuzkoa y en la CAPV.

	Setos vivos	Santiagomendi	Sector NE de Gipuzkoa	Gipuzkoa	País Vasco
Anfibios	6	7	7	13	16
Reptiles	9	11	15	15	21
Aves	67	80	113	130	149
Mamíferos	25	31	54	59	60
Total	107	129	189	217	246

Fuente: Elaboración propia a partir de Lozano *et al.*, 2016, Lozano, 2008 y Gobierno Vasco, 1989.

En efecto, en la zona concreta de estudio aparece el 85,7% del total de anfibios de Santiagomendi, el mismo porcentaje con respecto al sector nororiental de Gipuzkoa, el 46,2% de toda la provincia y el 37,5% de toda la CAPV. Eso quiere decir que, en un espacio relativamente pequeño con unas estructuras lineales de setos vivos, aparece una gran cantidad de anfibios; casi la totalidad de los que aparecen tanto en Santiagomendi como en el sector provincial donde se encuadra. En consecuencia, se puede afirmar que los setos vivos y el paisaje de *bocage* es capaz de salvaguardar la mayor parte de los taxones potenciales de anfibios.

En lo que respecta a los reptiles, en la malla de setos vivos aparece el 81,8% de los que existen en Santiagomendi, el 60% de los registrados para el nororiente de la provincia de Gipuzkoa y de toda la provincia, y el 42,9% de los registrados para la CAPV. Es decir, algo menos de la mitad de los que existen a escala regional (Figura 3). Vuelven a ser números elevados, y vuelven a demostrar que la malla de setos es capaz de garantizar un nicho ecológico de gran valía para la gran mayoría de los reptiles existentes en Santiagomendi y la provincia de Gipuzkoa.

Figura 3. La malla de setos vivos supone una buena defensa y un magnífico hábitat para gran número de reptiles. En la imagen el lagarto verde (*Lacerta viridis*).



Fuente: Elaboración propia

En cuanto a las aves, en el paisaje de *bocage* se da cita el 83,8% de las existentes en Santiagomendi, el 59,3% de las inventariadas en el sector nororiental de la provincia, el 51,5% de todas las registradas en Gipuzkoa y el 45% de las existentes dentro de la CAPV. Aunque más modestas en relación con el territorio de Santiagomendi, constituyen una muy buena representación de las existentes a escala provincial y regional. Este grupo cuenta con una mayor capacidad de dispersión y movimiento, lo que le hace estar menos apegado al territorio y mostrar una mayor irregularidad. Sin embargo, se puede concluir que, al igual que ocurría con el resto de clases, también para ésta la malla de setos vivos resulta un hábitat de gran diversidad específica.

En lo concerniente a los mamíferos, la malla de setos alberga el 80,6% de las especies detectadas en Santiagomendi, el 46,3% de las existentes en el sector nororiental de Gipuzkoa, el 42,4% del conjunto provincial y el 41,7% de toda la CAPV. Son, igualmente, registros elevados de diversidad.

Si tomamos en consideración el conjunto de todas las clases, la malla de setos vivos cuenta con el 82,9% de los vertebrados existentes en Santiagomendi, el 56,6% de los del sector nororiental de la provincia, el 49,3% del conjunto de Gipuzkoa, y el 43,5% de toda la CAPV (Tabla 3).

Tabla 3. Porcentajes de los taxones que aparecen en la red de setos vivos del área de estudio en relación con los existentes en Santiagomendi, el sector nororiental de Gipuzkoa, la provincia de Gipuzkoa y la CAPV.

%	Santiagomendi	Sector NE de Gipuzkoa	Gipuzkoa	País Vasco
Anfibios	85,7	85,7	46,2	37,5
Reptiles	81,8	60,0	60,0	42,9
Aves	83,8	59,3	51,5	45,0
Mamíferos	80,6	46,3	42,4	41,7
Total	82,9	56,6	49,3	43,5

Fuente: Elaboración propia a partir de Lozano *et al.*, 2016, Lozano, 2008 y Gobierno Vasco, 1989.

De todo ello cabe deducir, en primer lugar, que las cifras obtenidas en el hábitat y zona concreta de estudio alcanzan porcentajes relativamente elevados, se compare con el contexto territorial con el que se compare. El hecho de que de los 107 taxones detectados el 32,7%, es decir, prácticamente un tercio aparezca solo de forma puntual o con presencia muy restringida no constituye un demérito faunístico. Más bien al contrario, supone que la propia malla de setos vivos se está comportando como un hábitat en el que coinciden especies que, aunque de forma testimonial, la están utilizando en sus movimientos migratorios o como refugio más o menos puntual en un entorno que se encuentra inserto dentro de una realidad territorial densamente poblada y colonizada por usos del suelo especialmente adversos para los vertebrados, como son los desarrollos urbanos, infraestructurales, económicos o dotacionales. Por lo tanto, la trama de setos vivos está garantizando unos altos niveles de diversidad específica y, posiblemente, un refugio o hito temporal o permanente para especies especialmente vulnerables ante espacios densamente colonizados por las actividades del ser humano. Esto es especialmente relevante para los taxones de carácter forestal; de manera que, efectivamente, los setos vivos se comportan como corredores ecológicos que unen los espacios urbanos centrales y los paisajes agrarios periféricos, en el caso concreto de Santiagomendi, con los amplios sectores forestales tanto del oriente de la zona como del vecino Parque Natural de Aiako Harriak.

Es también esencial analizar, además de la cantidad, la calidad de los taxones inventariados en relación al grado de protección o amenaza que pesa sobre los mismos, tomando como referencia el citado Catálogo Vasco de Especies Amenazadas (Gobierno Vasco, 2021), documento normativo que se actualiza regularmente. A partir de esta información, hay que destacar que la malla de setos vivos de Santiagomendi cuenta con dos taxones muy escasos y calificados como “En Peligro”: *Myotis mystacinus* y *Myotis myotis*, cuya presencia, aunque sea puntual, debería tenerse en cuenta como argumento de peso para seguir conservando este tipo de paisaje y, en la medida posible, incluso ampliarlo. Se trata de especies que, seguramente, utilizan o medran en los setos vivos de forma muy estacional; pero que, sin embargo, se valen de dicho recurso como hito importante para su alimentación y migración.

De la misma manera, aparecieron 3 especies catalogadas como “Vulnerables”: las aves *Upupa epops* y *Phoenicurus phoenicurus* y el mamífero *Glyx glyx*. El paisaje de

setos, árboles relativamente viejos y zonas de prados procura a todas ellas un hábitat muy apropiado. Las dos primeras pueden ser calificadas como estivales, mientras que la tercera habita estos setos y el paisaje de campiña de forma permanente.

Hay una especie de ave catalogada como “Rara”: *Falco subbuteo*. Esta pequeña rapaz de la familia de los falcónidos aparece de forma puntual por la malla de setos, sobre todo en momentos concretos de migración hacia sus cuarteles de cría o inverna. Sin embargo, este tipo de paisaje mixto le es indispensable para buscar refugio no permanente y, a la vez, encontrar abundantes recursos tróficos en forma de ortópteros, pajarillos y micromamíferos difíciles de encontrar en territorios aledaños.

Entre los vertebrados catalogados como “de interés especial”, aparecen 8 taxones. Entre ellos se encuentra el reptil *Elaphe longissima* o culebra de esculapio, que busca en los árboles y arbustos de los setos un soporte para capturar sus presas y pasar desapercibido para sus predadores. También se encuentran las aves *Circus cyaneus*, *Jynx torquilla* y *Carduelis spinus*, que gustan de frecuentar espacios mixtos de prados abiertos y masas arbóreas o arborescentes, justamente lo que les ofrece el paisaje de *bocage*. Por otra parte, se trata de taxones no especialmente abundantes ni ubicuos, lo que acrecienta la calidad de estos setos y paisajes mixtos. Por último, dentro de la clase mamíferos se encontrarían en esta categoría de amenaza los quirópteros *Rhinolophus hipposideros*, *Pipistrelus pipistrelus* y *Plecotus austriacus*, y *Felis silvestris*. En el caso de las tres especies de murciélagos, la primera aparece de forma puntual y, seguramente, asociado a la red de galerías y simas propias del lentejón calcáreo de Santiagomendi; en tanto que las otras dos son frecuentes, incluso abundantes. El gato montés, especie totalmente forestal, aprovecha los corredores ecológicos que genera la retícula de setos vivos para recorrer el paisaje de *bocage*; con lo que vuelve a demostrarse que esta malla es esencial para la circulación de ciertas especies entre medios muy bien conservados y otros totalmente antropizados.

Entre los taxones exóticos y las estrictamente antropófilos cabe citar a *Phasianus colchicus*, *Coturnix coturnix*, *Columba livia*, *Streptopelia decaocto* y *Passer domesticus*, dentro del grupo de las aves. La primera y la cuarta son especies exóticas que pueden competir con otras autóctonas y desplazarlas ecológicamente. El caso del faisán y la codorniz es curioso, ya que responden a sueltas accidentales de jaula y granjas, pero también a la “siembra” de individuos criados en cautividad por asociaciones cinegéticas para que los cazadores cuenten con ellas en épocas otoñales, fundamentalmente. La paloma urbana y el gorrión común muestran poblaciones nutridas y, por tanto, pueden convertirse en especies plaga al ser estrictamente antropófilas. En lo que respecta a los mamíferos, en la malla de setos vivos han sido detectadas poblaciones nutridas de *Ratus norvegicus* y *Mus domesticus*. Ambos múridos pueden considerarse especies plaga; y el primero preda sobre otras especies o sus puestas.

En definitiva, aplicando la fórmula valorativa antedicha al hábitat concreto de estudio, obtenemos el siguiente resultado: $VF=107+(5x2+4x3+3x1+2x8)-7$; con lo que el VF alcanza los 141 puntos. El registro obtenido para todo Santiagomendi atesora 185 puntos y el sector nororiental de Gipuzkoa 345, con lo que una fracción de menos del 10% del territorio de Santiagomendi atesora el 76,2% de la puntuación del conjunto; mientras que para el sector nororiental de Gipuzkoa representaría el 0,52% del territorio, pero el 40,9% de la puntuación obtenida. Ello quiere decir que la cantidad y calidad de los taxones de vertebrados que habitan, medran o se desen-

vuelven de manera más o menos coyuntural dentro de la malla de setos vivos recibe unas puntuaciones realmente altas; Con lo que se vuelve a confirmar el gran interés que para la fauna vertebrada tiene este tipo de paisaje, sobre todo teniendo en cuenta su función conectora entre territorios muy diferentes y, especialmente configurándose como una isla dentro del corredor Donostia- Andoain muy densamente poblado y transformado.

4. CONCLUSIONES

Mediante la Metodología LANZOOEVA se ha evaluado cuantitativa y cualitativamente la carga faunística de la malla de setos vivos de Santiagomendi; con lo que el trabajo abordado en la presente comunicación va a servir para completar el Proyecto de Protección y Conservación de los Setos Vivos de Santiagomendi. No obstante, es necesario que, dentro de las competencias municipales y los planes urbanísticos, se estudie el suelo rústico con la suficiente meticulosidad como para determinar medidas concretas, al igual que ocurre con los suelos urbanos y urbanizables de cara a gestionar el rústico de una manera sostenible y global.

La metodología LANZOOEVA se configura, así, como una manera de introducir el elemento fauna y su diagnóstico en los procesos de ordenación del territorio y el paisaje, y de planificación urbana tanto territorial como ambiental de manera global. Por otra parte, constituye un procedimiento sencillo que permite al tomador de decisiones contar con datos no solo parciales en relación a una especie u otra, sino también globales sobre el conjunto de la carga faunística y sus repercusiones ambientales; todo ello tomando en consideración tanto la cantidad o diversidad específica como la calidad de las especies.

Los resultados de la investigación muestran que la retícula de setos vivos de Santiagomendi cuenta con un número relativamente elevado de taxones vertebrados; y que un ámbito de muy pequeña extensión alberga un porcentaje elevado de vertebrados en comparación con escalas territoriales superiores. También que el número de especies vulnerables, en uno u otro grado, alcanza cifras notables, lo que deriva en las elevadas puntuaciones finales; y ello pese a que la malla cuenta también con un número considerable de especies exóticas o antropófilas estrictas. Es, por tanto, imprescindible que, a nivel general, la malla de setos vivos sea tenida muy en cuenta en la ordenación territorial con el fin de preservar unos buenos recursos faunísticos. Y también por su función de corredor ecológico, como bien puede observarse en el caso concreto del territorio de estudio, donde la retícula vegetal pone en conexión los recursos del Parque Natural de Aiako Harriak con el eje del corredor urbano Donostia-Andoain.

BIBLIOGRAFÍA

AIERBE, T., OLANO, M., & VÁZQUEZ, J. (2001). Atlas de las aves nidificantes de Guipúzcoa. Munibe Ciencias Naturales, 52: 5-136. Retrieved from <http://www.aranzadi.eus/fileadmin/docs/Munibe/2001005136CN.pdf>

- AYUNTAMIENTO DE ASTIGARRAGA (2016). Plan de Acción del Paisaje del Corredor Santiagomendi-Landarbaso. Retrieved from https://www.euskadi.eus/contenidos/informacion/pap_2015_astigarraga/es_def/adjuntos/Astigarraga.pdf
- AYUNTAMIENTO DE ASTIGARRAGA (2018). Caracterización, inventario y valoración biogeográfica de los ecosistemas de Santiagomendi. Retrieved from <https://araudi.wixsite.com/pap-astigarraga/ecosistemas-de-santiagomendi-landar>
- AYUNTAMIENTO DE ASTIGARRAGA (2019). Plan Especial de Ordenación del Medio Natural y del Paisaje de Santiagomendi y su entorno. Retrieved from <https://araudi.wixsite.com/pap-astigarraga/plan-especial-de-ordenacion>
- EUSTAT (2021). Densidad de población por municipios para la Comunidad Autónoma del País Vasco. Retrieved from https://www.eustat.eus/estadisticas/tema_268/opt_1/ti_estadistica-municipal-de-habitantes/temas.html
- GOBIERNO VASCO (1989). *Vertebrados de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Vitoria-Gasteiz: Gobierno Vasco.
- GOBIERNO VASCO (2021). Catálogo Vasco de Especies Amenazadas. Retrieved from <https://www.euskadi.eus/legislacion-sobre-patrimonio-natural-y-biodiversidad/web01-azingdib/es/>
- HERNÁNDEZ, A. (2010). Ecología de los setos cantábricos. Interacciones entre plantas y animales. *QUERCUS*, 298: 145-156. RETRIEVED FROM [HTTPS://WWW.REVISTAQUERCUS.ES/](https://WWW.REVISTAQUERCUS.ES/)
- LOZANO, P.J. (2008). *Bases para una zoogeografía aplicada. Diseño de una metodología geográfica de Atlas de Fauna. Aplicación a los vertebrados del sector nororiental de Guipúzcoa (País Vasco)*. Donostia-San Sebastian: Herka editores.
- LOZANO, P.J., VARELA, R., LATASA, I. & MEAZA, G. (2018). El Plan Especial de Santiagomendi-Landarbaso. Valoración zoogeográfica de la zona para su inclusión dentro de la red de espacios protegidos del País Vasco. En Rafael Ubaldo Gosálvez Rey, María Cristina Díaz Sanz, José Luis García Rayego, Manuel Antonio Serrano de la Cruz Santos-Olmo y Óscar Jerez García, Bosque mediterráneo y humedales: paisaje, evolución y conservación. Aportaciones desde la Biogeografía (Tomo 2), (pp 667-677). Ciudad Real: Almud ediciones de Castilla La Mancha.
- MADROÑO, A., GONZÁLEZ, C. & ATIENZA, C. (EDS.) (2004). *Libro Rojo de las Aves de España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Sociedad Española de Ornitología.
- MARTÍ, R. & DEL MORAL, J.C. (EDS.) (2003). *Atlas de las Aves reproductoras de España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Sociedad Española de Ornitología.
- MEAZA, G. (DIR.) (1994). *Euskal Herria en sus paisajes*. Lasarte-Oria: Ostoa.
- MEAZA, G., LOZANO, P. & VARELA, R. (2020). *Biodiversidad, Paisaje y Gestión Ambiental. Itinerarios biogeográficos por el País Vasco y territorios aledaños*. Valencia: Editorial Tirant lo Blanch.
- PALOMO, J.M. (ED.) (2007). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Sociedad Española para la Conservación de los Mamíferos.
- PLEGUEZUELOS, J. M., MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. (EDS.) (2002). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Asociación Española de Herpetología.
- ZALDUA, A. (2004). *Manual para la recuperación de setos en Navarra. Metodología para la recuperación de especies y técnicas de restauración vegetal*. Pamplona: Gobierno de Navarra. *numeros referencias a las categorías de protección del catálogo vasco de especies amenazadas* (Bea, 1999): 1, "En Peligro"; 2, "Vulnerable"; 3, "Rara"; 4, "De Interés Especial"; 5, "Introducida o Antropófila estricta". Fuente: Elaboración propia.

ANÁLISIS MULTIPROXY PARA LA RECONSTRUCCIÓN PALEOBIOGEOGRÁFICA DE LOS BOSQUES DE LA SERRANÍA DE RONDA (CORDILLERA BÉTICA, ESPAÑA)

MULTIPROXY ANALYSIS FOR THE PALEOBIOGEOGRAPHICAL RECONSTRUCTION OF THE FORESTS OF THE SERRANÍA DE RONDA (BAETIC SYSTEM, SPAIN)

Rubén Pardo-Martínez¹, José Antonio Olmedo-Cobo², José Gómez-Zotano³ y Francisca Alba-Sánchez⁴

¹ Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física, Universidad de Granada, rubenpardo@ugr.es ORCID: 0000-0003-4457-8536

² Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física, Universidad de Granada, jaolmedo@ugr.es ORCID: 0000-0002-4457-3594

³ Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física, Universidad de Granada, jgzotano@ugr.es ORCID: 0000-0001-8692-9969

⁴ Departamento de Botánica, Universidad de Granada, falba@ugr.es ORCID: 0000-0003-0387-1533

Resumen

La aplicación de un análisis multiproxy ha permitido una primera aproximación a la reconstrucción paleobiogeográfica de los bosques de la Serranía de Ronda (provincias de Málaga, Cádiz y Sevilla). La pedoantracología ha constituido el principal método de la investigación; este procedimiento se basa en la búsqueda, identificación taxonómica y datación radiocarbónica de fragmentos de carbón procedentes de vegetación leñosa incendiada. Su complementariedad con otras técnicas y análisis utilizados (palinología, fuentes históricas y modelos de distribución de especies), ha permitido la obtención de un conjunto de datos reveladores de la composición holocena de los bosques rondeños, destacando la existencia pretérita de taxones actualmente ausentes en distintas localidades sondeadas (*Abies* sp., *Fraxinus* sp., *Pinus* sp., *Salix* sp.). La integración de estos datos procura una visión de conjunto inédita y mucho más precisa acerca de la paleobiogeografía de diferentes especies arbóreas de gran interés ecológico y paisajístico. Unos resultados que son plenamente implementables en las distintas estrategias de conservación y gestión adaptativa de los bosques más amenazados y sus hábitats en la Serranía de Ronda, caso de los abetales de *Abies pinsapo*.

Palabras clave: carbón, suelos naturales, *Abies pinsapo*, Cordillera Bética, Holoceno.

Abstract

The application of the multiproxy analysis has allowed a first knowledge to the paleobiogeographic reconstruction of the forests of the Serranía de Ronda (provinces of

Málaga, Cádiz and Seville). Pedoanthracology has constituted the main working method of the investigation; this procedure is based on the search, taxonomic identification and radiocarbon dating of charcoal fragments from burned woody vegetation. Its complementarity with other techniques and analyzes used (palinology, historical sources and species distribution models), has allowed obtaining a set of revealing data of the Holocene composition of the forests of the Serranía de Ronda, highlighting the past existence of taxa currently absent in different localities surveyed (*Abies* sp., *Fraxinus* sp., *Pinus* sp., *Salix* sp.). The integration of these data provides an unpublished and much more precise overview of the paleobiogeography of different arboreal species of great ecological and landscape interest. A results which are completely implementable in the different conservation and adaptive management strategies of the most threatened forests and their habitats in Serranía de Ronda, as in the case of the fir forests of *Abies pinsapo*.

Keywords: charcoal, natural soils, *Abies pinsapo*, Baetic Range, Holocene.

1. INTRODUCCIÓN

La Serranía de Ronda es un territorio de elevada fitodiversidad y riqueza florística, donde algunas de sus formaciones arboladas más características constituyen bosques relictos de gran valor ecológico como, por ejemplo, los abetales de *Abies pinsapo* y los quejigales de *Quercus faginea* subsp. *alpestris* (Pérez-Latorre *et al.*, 1998). En ambos casos se trata de taxones vulnerables catalogados en peligro de extinción (Bañares *et al.*, 2010), por lo que su conservación, multiplicación o potenciación deben constituir tareas prioritarias (López, 2013).

Tanto abetales como quejigales de montaña, en su condición de formaciones orófilas constituyentes del límite superior forestal, se consideran integrantes del grupo de bosques que se erigen en la actualidad como fronteras ambientales de enorme singularidad y vulnerabilidad frente al cambio climático (Batllori *et al.*, 2009). Las respuestas a las perturbaciones ambientales de los ecosistemas de alta montaña en los que se integran son, en general, las primeras que se detectan (Kullman, 1998). De hecho, la progresiva colonización del arbolado de ambientes situados a mayor altitud es un fenómeno constatado en diferentes sistemas montañosos ibéricos como, por ejemplo, en el Pirineo (Cunill *et al.*, 2013), ámbitos que serán los más afectados en cuanto a pérdida de biodiversidad debido a la imposibilidad de migración en altitud de muchas de las especies que en ellas se desarrollan (Cheddadi, 2017). En el caso concreto de la Serranía de Ronda, la supervivencia de dichos bosques orófilos en el escenario de cambio global vendrá condicionada por la progresiva pérdida de su nicho ecológico, fundamentalmente por la imposibilidad de determinados rodales de abetal y quejigal de montaña, asentados en zonas de crestería y cacuminales, de colonizar cotas más elevadas, lo que, además de la pérdida directa de fitodiversidad, puede suponer un proceso ecológico de consecuencias imprevisibles (Gutiérrez-Hernández, 2018; Olmedo-Cobo *et al.*, 2021, en prensa).

En consecuencia, conocer los procesos de adaptación de los ecosistemas vegetales y, en particular, de los bosques de montaña frente al cambio global constituye,

desde hace años, uno de los principios fundamentales de las disciplinas ecológicas y biogeográficas. Sin embargo, y a pesar de la significación y singularidad de algunos de los bosques rondeños, el estudio de su paleobiogeografía sigue siendo claramente deficitario (Pardo-Martínez, 2020).

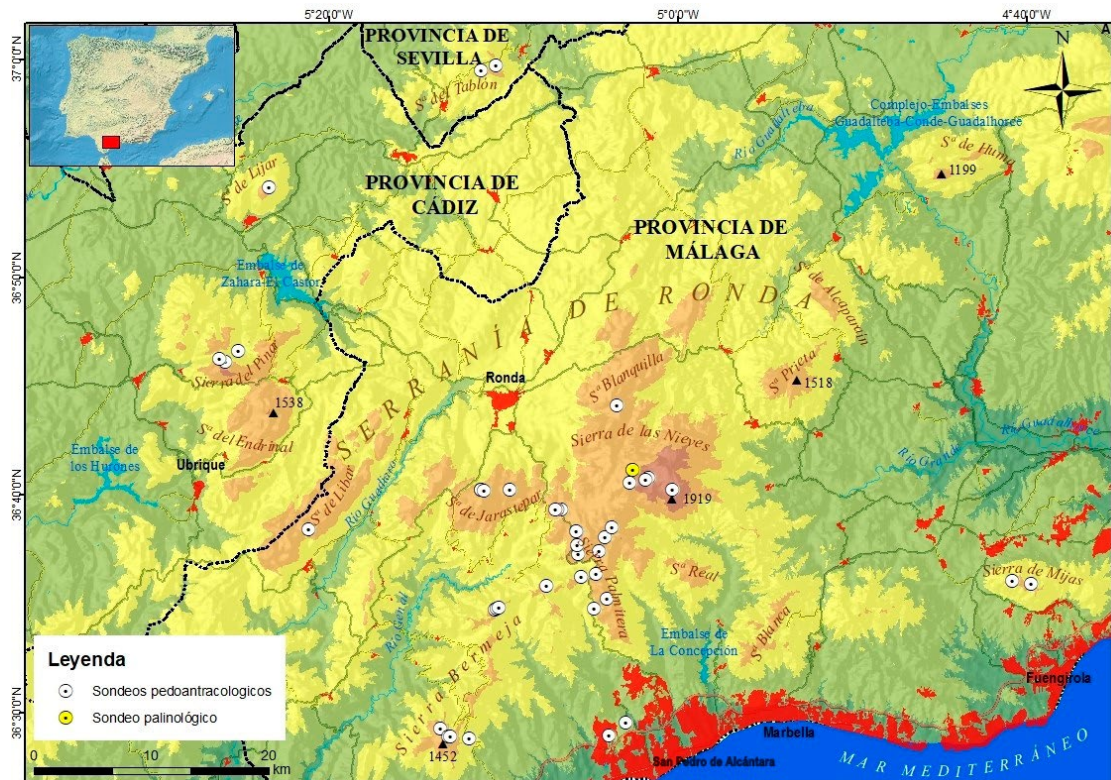
A ello hay que añadir que buena parte de las políticas de conservación y de gestión de las especies amenazadas se ha apoyado en principios explicativos derivados de estudios de hábitat y modelizaciones que no tienen en cuenta las dinámicas y procesos ecológicos a largo plazo (Gómez-Zotano y Olmedo-Cobo, 2021). En este sentido, las reconstrucciones de amplio espectro temporal permiten conocer de manera aproximativa cómo se han adaptado los organismos vegetales frente a los diferentes cambios acontecidos durante los últimos milenios. En este contexto, el objetivo principal de este trabajo es obtener una primera visión de conjunto inédita acerca de la composición de los bosques de la Serranía de Ronda durante el Holoceno, a partir de la aplicación de diferentes metodologías para el desarrollo de un análisis multiproxy (pedoantracología, palinología y análisis de fuentes históricas y de modelos de distribución de especies).

2. METODOLOGÍA Y ÁREA DE ESTUDIO

2.1. Ámbito de estudio

La Serranía de Ronda (Figura 1) se localiza en el extremo suroccidental de la Cordillera Bética (provincias de Málaga, Cádiz y Sevilla). Se trata de una comarca natural de fisiografía montañosa y marcado carácter forestal, que sostiene una gran diversidad vegetal auspiciada por la particular combinación entre clima mediterráneo, orografía y roquedos aflorantes. En su territorio, a partir de lo que establece Pérez-Latorre *et al.* (2021), conviven al menos 4 grupos funcionales de bosques (formaciones siempreverdes, marcescentes, de coníferas y caducifolios de ribera), determinantes de 12 tipologías distintas –encinares, alcornocales, algarrobales, quejigales, robledales, pinares, abetales, alamedas, alisedas, olmedas, fresnedas y saucedas–, cuyo reflejo en el territorio difiere en función de las condiciones lito-edáficas y bioclimáticas. Se conforma así un paisaje vegetal en el que el ser humano ha desempeñado un papel fundamental en la distribución pasada y presente de su dosel forestal (Gómez-Zotano y Olmedo-Cobo, 2021).

Figura 1. Sondeos efectuados en la Serranía de Ronda.



Fuente: elaboración propia a partir de las capas de información del Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía.

Desde el punto de vista biogeográfico, el ámbito de estudio se inserta mayoritariamente en la provincia Bética (sectores Rondeño, Bermejense y Antequerano) y, puntualmente, en la provincia Tingitano-Onubo-Algarviense (subsector Aljábico) (Pérez-Latorre *et al.*, 1998; Rivas-Martínez, 2011). La singularidad florística de este territorio se completa además con la existencia de un importante número de taxones endémicos y/o amenazados, entre los que sobresalen *A. pinsapo*, *Q. faginea* subsp. *alpestris*, *Atropa baetica*, *Narcissus bugei*, *Sarcocapnos baetica* subsp. *baetica*, *Saxifraga bourgeana*, *Stahelina baetica*, *Ilex aquifolium* y *Taxus baccata* (Pérez-Latorre *et al.*, 2021).

2.2. Método

En la aproximación multiproxy llevada a cabo en la presente investigación se han utilizado diferentes metodologías de trabajo, siendo la principal de ellas el análisis pedoantracológico. Su desarrollo se ha llevado a cabo a partir de los protocolos propuestos por Cunill *et al.* (2013). En total, se han realizado 37 sondeos pedológicos (Figura 1), representativos de las diferentes condiciones ecológicas existentes en la Serranía de Ronda. En cada uno de ellos se han diferenciado entre 2 y 8 niveles de muestreo, de los que se han tomado muestras de suelo de entre 3 y 10 kg. Tras su tratamiento en laboratorio (tamizaje con agua y triaje del carbón) y la correspondiente identificación

taxonómica, se ha procedido a la datación radiocarbónica en los laboratorios especializados Poznan Radiocarbon Laboratory (Poznan, Polonia) y Alfred-Wegener-Institut (Bremerhaven, Alemania) de diferentes fragmentos de carbón de las especies y géneros más interesantes discriminados según los objetivos de la investigación. Posteriormente, se ha llevado a cabo la calibración de las muestras datadas mediante software Oxcal 4.4 y la base de datos IntCal20.

Como complemento para el análisis paleoecológico, se ha llevado a cabo un sondeo palinológico. El análisis de las fuentes históricas abarca desde el siglo XVII, y recoge las principales conclusiones previamente publicadas por distintos autores. Finalmente, el análisis de los modelos de distribución de especies existentes ha permitido obtener tanto información de carácter paleoecológico como prospectivo sobre diferentes taxones arbóreos presentes en la Serranía de Ronda.






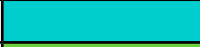



















3. RESULTADOS

3.1. Análisis pedoantracológico

Se ha encontrado carbón en los 37 sondeos efectuados, con unas tasas de antracomasa que presentan gran disparidad (Tabla 1), con valores nimios, como en Majada del Toro (1,4 mg/kg), Líjar (5,2 mg/kg) o Jaraestepar 2 (9,3 mg/kg), y tasas muy notables en Palmitera 2 (7066,3 mg/kg) y Palmitera 3 (7831,6 mg/kg), destacando el excepcional registro de Palmitera 1 (137 379,3 mg/kg), que representa el valor de antracomasa más alto jamás registrado en un estudio pedoantracológico.

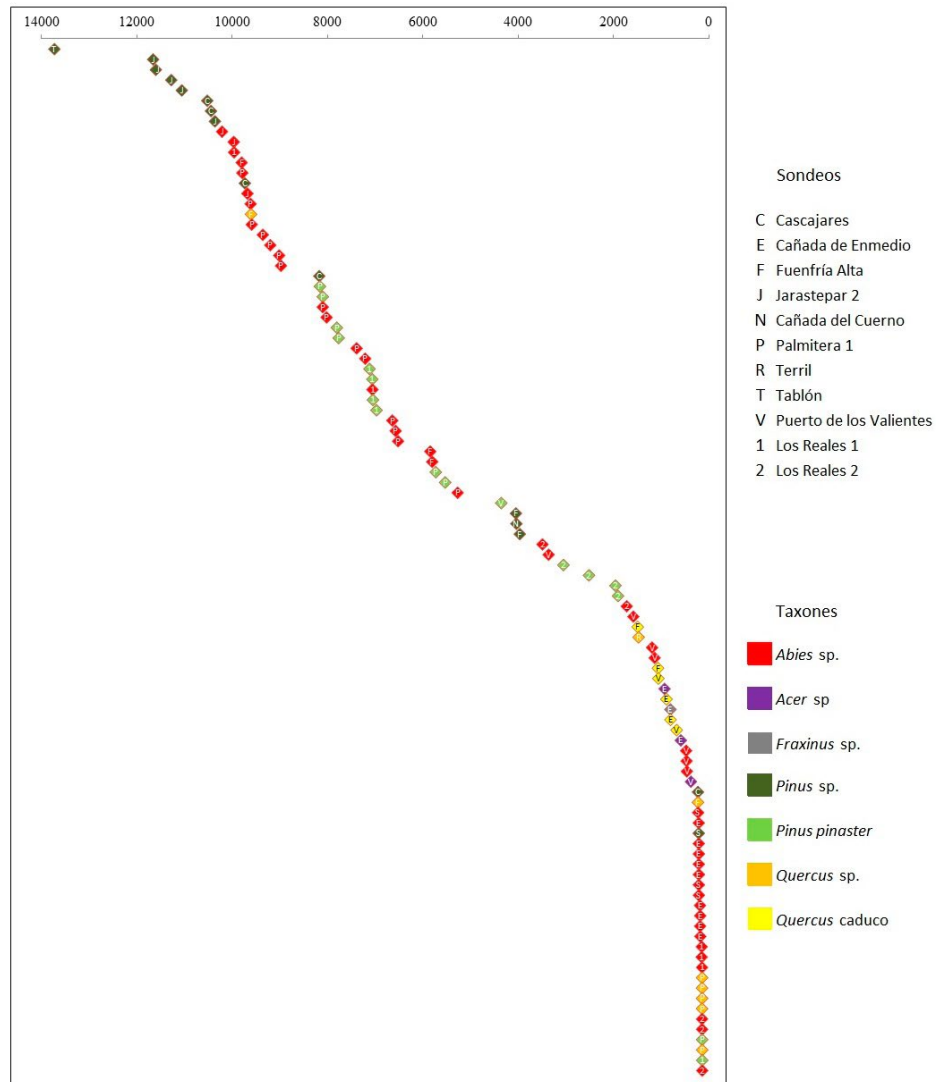
Tabla 1. Valores de antracomasa e identificaciones taxonómicas para cada uno de los sondeos pedoantracológicos realizados.

Sondeo	Antracomasa (mg/kg)	Taxones identificados (gráfico porcentual)	Taxones identificados ausentes en la actualidad
Arroyo del Toro	15,3		---
Cancha de Almola	25,7		---
Cañada de Enmedio	1039,4		<i>Fraxinus</i> sp y <i>Salix</i> sp.
Cañada del Cuerno	27,5		<i>Pinus</i> sp.
Cascajares	17,6		<i>Pinus</i> sp.
Cerro Barretos	1461,1		---
Cerro de los Sauces	287,5		---
Fuenfría Alta	651,7		<i>Abies</i> sp. y <i>Pinus pinaster</i>
Jarastepar 1	25		---
Jarastepar 2	9,3		<i>Abies</i> sp.
Jardón 1	289,5		---
Jardón 2	185,2		---
Lijar	5,2		---
Llanos de Rabel	80,3		---
Los Reales 1	1965		---
Los Reales 2	2115,2		<i>Pinus pinaster</i>
Los Reales 3	197,1		---
Los Reales 4	98,4		---
Majada del Toro	1,4		---
Navacillo 1	39,7		---
Navacillo 2	22		---
Navacillo 3	136,5		---
Palmitera 1	137379,3		<i>Abies</i> sp.
Palmitera 2	7066,3		---
Palmitera 3	7831,6		---
Palmitera 4	99,6		---
Pilones 1	118,4		---
Pilones 2	143		---
Puerto de la Encina	234,3		---
Puerto de Lifa	9,6		---
Puerto de los Valientes	475,7		---
Puerto del Hoyo	413,7		---
Sierra de los Pinos	30,8		---
Sierra del Pinar 1	8285		<i>Pinus</i> sp.
Sierra del Pinar 2	129,8		---
Tablón	186,4		---
Terril	49,7		---

Leyenda					
Abies sp.		Leguminosa		Rosácea	
Acer sp.		Lonicera sp.		Salix sp.	
Arbutus unedo		Pinus sp.		Taxus baccata	
Cistus sp.		Pinus pinaster		Arbustos	
Daphne sp.		Pistacia lentiscus		Angiosperma	
Erica sp.		Quercus sp.		Gimnosperma	
Fraxinus sp.		Quercus caduco		Indeterminado	
Juniperus sp.		Quercus perenne			
Labiácea		Rhamnus sp.			

En conjunto, se ha identificado un total de 5463 carbones, de los que un 19,6% corresponde a muestras indeterminadas cuyas características anatómicas no han podido precisarse por diferentes motivos (deformación estructural, vitrificación, presencia de hongos). Por su parte, en un 19,5% de las muestras solamente se ha podido determinar su clasificación dentro de la categoría de angiospermas o en un 3,8% correspondiente a gimnospermas. Las identificaciones válidas representan el 57,1% del total (3119 muestras), repartidas entre diferentes familias, géneros y especies. El género *Quercus* ha sido el más abundante (23,3%), estando presente en 31 de los 37 muestreos realizados, mientras que *Pinus* representa el 9,9%; con porcentajes mucho más discretos aparecen rosáceas (4%), labiáceas (4%), *Juniperus* sp. (3,7%), leguminosas (3,6%), *Abies* sp. (2,4%), *Cistus* sp. (1,9%) y *Acer* sp. (1,1%). Otros géneros presentan una escasa representatividad, como *Daphne*, *Erica*, *Fraxinus*, *Lonicera*, *Rhamnus* y *Salix* (en conjunto, totalizan menos de un 3% de las identificaciones válidas). Solo en casos muy concretos se ha podido alcanzar la identificación a nivel de especie, como en el caso de *Arbutus unedo*, *Pinus pinaster*, *Pistacia lentiscus* y *Taxus baccata*. Para el género *Abies*, aunque no ha sido posible determinar la especie, con gran certeza las muestras encontradas corresponden a *A. pinsapo*.

Figura 2. Cronologías obtenidas (media del intervalo) para diferentes taxones en varias localizaciones de la Serranía de Ronda.



Fuente: elaboración propia.

Aunque en la mayor parte de las localizaciones sondeadas los resultados de las identificaciones coinciden con la componente vegetal actual, se han identificado taxones que a día de hoy no están presentes en determinados puntos de muestreo, como *Abies sp.* en Palmera 1, Jarastepar 2 y Fuenfría Alta; *Fraxinus sp.* y *Salix sp.* en Cañada de Enmedio; y *Pinus sp.* en Puerto de los Valientes, Los Reales 2, Cañada del Cuerno, Cascajares y Sierra del Pinar 1.

En lo que respecta a las dataciones, se han tratado un total de 100 muestras (Figura 2). Por taxones, *Pinus sp.* ha mostrado la cronología más antigua, con una edad de 14013-13440 años cal BP en Tablón. *Abies sp.* ha revelado cronologías comprendidas entre 10581-9840 y 5464-5077 años cal BP en Jarastepar 2 y Palmera 1, respectivamente. Para *P. pinaster* se han obtenido cronologías comprendidas entre 8385-

7932 años cal BP en Palmitera 1 y 1987–1827 años cal BP en Reales 2. Completando el registro cronológico se incluyen *Quercus* sp., con edades comprendidas entre 9643–9566 y 235–226 años cal BP, ambas en Tablón; *Quercus* caduco, cuyas cronologías oscilan entre 1590–1398 años cal BP de Fuenfría Alta y 733–621 años cal BP de Puerto de los Valientes; *Acer* sp., con edades que van desde 998–865 años cal BP en Cañada de Enmedio a 527–229 años cal BP en Puerto de los Valiente; y *Fraxinus* sp., con una única datación fechada en 857–756 años cal BP en Cañada de Enmedio.

3.2. Análisis polínico

Hasta la fecha solo se ha efectuado un sondeo paleopalinológico en el territorio de estudio. El muestreo se realizó en un humedal en el paraje Cañada de Enmedio (Sierra de las Nieves) a una altitud de 1385 m s. n. m. Los resultados han permitido identificar cambios de uso de suelo y la evolución de los bosques de *A. pinsapo* en los últimos ocho siglos (1180 AD hasta el presente). A pesar de ser un lapso temporal relativamente exiguo, se observa un serio declive en las poblaciones de *A. pinsapo*. Tras la época islámica, caracterizada por un bajo impacto humano y una estructura forestal relativamente estable del abetal, se inicia un proceso de degradación como resultado de una intensificación de las actividades humanas, que tiene como punto de partida el Período Cristiano. La extensión de estas formaciones boscosas y su biodiversidad se ven gradualmente afectadas por desmontes para la construcción naval, la minería, la explotación del carbón vegetal, la agricultura extensiva, la ganadería y el pastoreo. El tramo final del registro fósil indica que a principios del siglo XX los paisajes rondeños están profusamente deforestados, si bien las medidas de conservación propuestas años después permitirían una cierta recuperación y densificación de las poblaciones fragmentadas del pinsapar. En las últimas décadas, destaca igualmente la notable expansión detectada en las poblaciones de *Q. rotundifolia*, proceso que se habría visto favorecido por las condiciones más cálidas y secas actuales unidas al carácter frugal de la especie.

3.3. Información histórica

El análisis de las fuentes documentales históricas disponibles a partir del siglo XVII muestra un co-dominio de los bosques de coníferas y de frondosas para el conjunto de la Serranía de Ronda. Focalizando el análisis en las formaciones de mayor singularidad, las referencias más antiguas a los abetales aparecen en el siglo XVII en diversas ordenanzas municipales y en inventarios de maderas para abastecer a la Marina o para la construcción de viviendas (véanse Gil, 2002 y Becerra, 2006). Posteriormente, de gran valor resulta la información sobre el pinsapo que recogen a mediados del siglo XVIII las Preguntas Generales y Particulares del Catastro de Ensenada y las referencias que se extraen de los testimonios escritos de viajeros y naturalistas desde mediados de dicha centuria al primer tercio del siglo XX, recopiladas por Guzmán *et al.* (2013) y López (2013). En el caso de los pinares resineros, una vez corroborado su carácter natural en determinados ámbitos de la Serranía, como es el caso de Sierra Bermeja (Olmedo-Cobo *et al.*, 2019), ya en el año 1752 el Catastro del Marqués de la Ensenada alude a los afloramientos peridotíticos como “tierra inculca por naturaleza

que nada produce” a excepción de aquellos lugares que mantenían una población de “pinos bravíos”, lo que también recoge en 1780 el cartógrafo Tomás López (Olmedo-Cobo *et al.*, 2019).

En cuanto a las frondosas, dada su mayor frugalidad, la información disponible es abundante en general, en particular en cuanto a *Quercus* se refiere (encinas esencialmente). Destacan los documentos sobre el deslinde de Marbella y Ronda (1788) y aquellos de las siderurgias marbellíes, en los que se señala la existencia de alcornoques en determinados parajes y de encinas en la Sierra del Real (Gómez-Zotano, 2004). Respecto a los quejigos (*Q. faginea*), su existencia ya se menciona en el siglo XVI en el Archivo General de Simancas y en las ordenanzas municipales de Benaoján, así como en diversos documentos y cuadernos de campo de naturalistas de los siglos XIX y XX referentes a zonas muy diversas, desde el valle del Guadiaro hasta la Sierra de las Nieves pasando por Ubrique, Grazalema o Cortes de la Frontera (véase la obra recopilatoria de Gómez-Zotano y Olmedo-Cobo, 2021). Sin embargo, no hay reseñas históricas a los genuinos quejigales de montaña (*Q. faginea* subsp. *alpestris*), hoy presentes en las sierras de las Nieves y Tolox, más allá de la referente al primer material colectado de la especie en 1837 por Boissier.

3.4. Modelos de distribución de especies

Los principales modelos de distribución de especies apuntan a una tendencia al decaimiento de la masa forestal en el sur de la península ibérica en las últimas décadas, que deberá ser confirmado de cara al futuro a partir de las correspondientes proyecciones. En el caso de *A. pinsapo*, la información disponible, basada en pautas de idoneidad y regresiones multivariadas para establecer diferentes grados de potencialidad de esta especie en montañas del sur y sureste de España (véanse los trabajos de Sánchez-Salguero, 2007; Alba-Sánchez y López, 2013; Gutiérrez-Hernández, 2018), establece una potencialidad óptima del pinsapo y, como resultado, cartografías ampliadas en su distribución, en las cotas más elevadas de los principales relieves rondeños (sierras del Pinar, del Endrinal, del Caíllo, de Líbar y de los Pinos en el conjunto fisiográfico de Grazalema, además de en la Sierra de las Nieves y en Sierra Bermeja) considerando dos requerimientos fundamentales: una elevada altitud media y la orientación a norte.

A una escala territorial más amplia, destaca el modelo de idoneidad de *A. pinsapo* para el conjunto de la Cordillera Bética desarrollado por Alba-Sánchez y López (2013), de cuyos resultados se infiere cómo los mayores niveles de idoneidad se restringen precisamente a las montañas rondeñas donde actualmente se refugia la especie. Al mismo tiempo, el modelo amplía el área de habitabilidad de esta especie hacia otros sistemas montañosos del sur y este peninsular, como las sierras de Tejada, Gorda, Nevada, Cazorla, Alcaraz, Aitana, Alfaro y Mondúver, si bien los porcentajes de idoneidad se reducen significativamente hacia los relieves levantinos.

Por último, y con el objetivo de analizar la progresión de los diferentes nichos ecológicos que presenta *A. pinsapo* en el contexto de cambio climático actual, se han desarrollado diferentes modelizaciones de carácter prospectivo, enmarcadas dentro del proyecto de “Escenarios locales de cambio climático actualizados”, llevado a cabo desde la Junta de Andalucía. Este trabajo muestra la progresión de los enclaves potenciales de la especie en tres grandes periodos (2011-2040, 2041-2070 y 2071-2099)

a partir del periodo de referencia 1961–2000. Los resultados revelan una progresiva pérdida del área de habitabilidad potencial del pinsapo para finales del presente siglo, en línea con las conclusiones establecidas por Gutiérrez–Hernández *et al.* (2018), quienes, a partir del ensamblaje de modelos de nicho ecológico de *A. pinsapo* con horizonte 2100, estimaron una drástica reducción de la distribución potencial y actual de la especie durante las próximas décadas. Esta dinámica regresiva también es aplicable a otras especies arbóreas de gran singularidad ecológica y paisajística de la Serranía de Ronda, como *Quercus suber* –junto a *Quercus ilex*–, *P. pinaster* y *Castanea sativa*, taxones que previsiblemente irán reduciendo sus áreas potenciales de habitabilidad en los próximos años.

4. DISCUSIÓN

Ante la falta de información paleoecológica de referencia en la Serranía de Ronda, como han señalado previamente algunos autores (véase Olmedo–Cobo *et al.*, 2019), y considerando que esta laguna de conocimiento podría redundar negativamente en la conservación de una floresta amenazada desde hace siglos, y que previsiblemente lo seguirá estando como consecuencia del Cambio Global (Gutiérrez–Hernández, 2018), la información colectada en los últimos años permite una inicial comprensión de las dinámicas paleoecológicas de ciertos bosques rondeños.

La aplicación del análisis pedoantracológico ha permitido el hallazgo de antiguas poblaciones de *Abies* sp., *Fraxinus* sp., *Salix* sp. y *Pinus* sp. en diferentes localizaciones del ámbito de estudio en las que estos taxones están actualmente ausentes (Figura 3). De esta forma, se comprueba la existencia de una mayor diversidad florística en determinadas localizaciones del ámbito de estudio, en algunas de las cuales puede intuir además una mayor significación del dosel arbóreo en el paisaje vegetal pretérito en consonancia con las conclusiones recogidas en diferentes fuentes documentales.

Para el caso de *Abies* sp., se confirma un área de distribución más extensa que la actual en el pasado, lo que había sido previamente apuntado por Linares (2011). De este modo, parece que a lo largo del Holoceno determinados enclaves habrían desempeñado un papel clave en el transcurrir migratorio del pinsapo (Palmitera 1 y Fuenfría Alta en Sierra Palmitera y Jarastepar 2 en la Sierra de Jarastepar). Estos enclaves pudieron haber posibilitado tanto la conexión de las poblaciones de la Sierra de las Nieves y Sierra Bermeja, caso de Palmitera 1 y Fuenfría Alta, como las de la Sierra de las Nieves y Sierra de Grazalema, caso de Jarastepar 2. Al mismo tiempo, las cronologías obtenidas para *P. pinaster* en varias localizaciones muestran, por un lado, un dinamismo del pinar que habría sustituido al abetal (por ejemplo, en el sector de Fuenfría Alta), coincidiendo probablemente con condiciones más cálidas y secas en el Mediterráneo Occidental desde hace unos 4500–4000 años (Jalut *et al.*, 2000). Por otro lado, los resultados revelan la convivencia de abetales y pinares resineros en Palmitera 1 en determinadas fases del Holoceno; las cronologías de *P. pinaster* han permitido confirmar además su carácter autóctono sobre suelos ultramáficos –en Sierra Bermeja– (Olmedo–Cobo *et al.*, 2019).

Los géneros *Fraxinus* y *Salix* han aparecido en el registro de carbón de Cañada de Enmedio, taxones actualmente ausentes en dicha localidad, si bien parece tratarse

de una presencia secundaria habida cuenta de la significación porcentual de ambos géneros (8,7 y 0,7 %, respectivamente). Este hecho, junto con la señal obtenida para otros taxones que actualmente tienen una escasa participación dentro del cortejo vegetal de esta localidad, permite suponer una mayor heterogeneidad del estrato arbóreo en el pasado. Esta presencia, junto a las dataciones obtenidas de *Fraxinus*, además de las cronologías obtenidas de *Acer* (998-865 y 612-568 años cal BP) y *Quercus caduco* (979-802 y 852-760 años cal BP), apuntan a que el longevo abetal –prácticamente monoespecífico– presente en la actualidad habría estado acompañado por diferentes géneros caducifolios a lo largo del último milenio. Posteriormente, parece que se desarrolló una coyuntura poco favorable para la conservación de los bosques hasta bien entrado el siglo XVII (Alba-Sánchez *et al.*, 2018); la época contemporánea trajo consigo el progresivo decaimiento de la masa forestal, con recurrentes incendios forestales e intensos procesos de deforestación que supusieron un declive notable de las formaciones arbóreas supervivientes, entre ellas el pinsapar (Guzmán-Álvarez *et al.*, 2013). A esta fase de degradación moderna de los bosques corresponderían las cronologías recientes obtenidas para *Abies* sp. en este enclave, con antigüedades que oscilan entre 343-80 y 324-101 años cal BP, lo que encajaría con el conocido papel que ha tenido el fuego durante los últimos siglos en la configuración del paisaje vegetal en este sector.

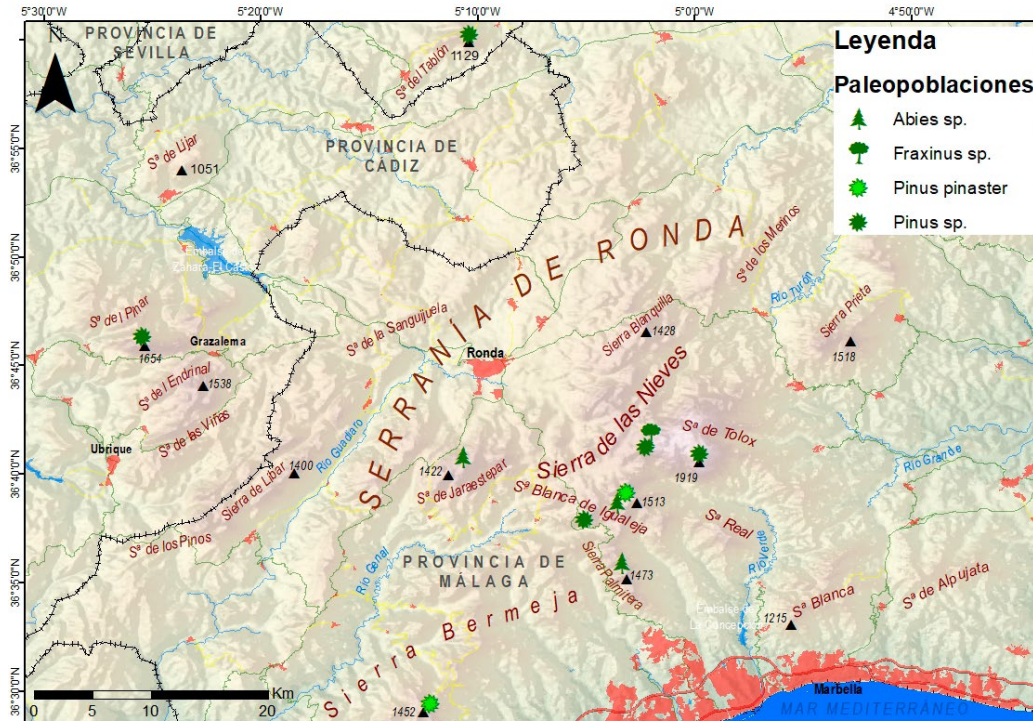
La presencia de *Pinus* sp. también se hace patente en Cañada del Cuerno hacia el Holoceno medio, lo que podría demostrar que el longevo pinsapar como bosque dominante en este lugar en la actualidad pudo haber estado enriquecido con *Pinus* sp. De nuevo, la etapa de bonanza climática que caracterizó este periodo podría explicar la inferencia del pinar en el seno del abetal. Posteriormente, al amparo de condiciones más favorables para el abetal, el pinar parece que habría entrado en regresión hasta desaparecer en este sector de la Sierra de las Nieves. Además, la ausencia de carbón de *Abies*, junto a la presencia de numerosos ejemplares añosos, reforzaría el papel que el pinsapo ha tenido en este lugar durante los últimos siglos y la idea de una menor incidencia del fuego desde el Medievo.

Pinus sp. también ha aparecido en las localidades de Cascajares y Puerto de los Valientes, con cronologías comprendidas entre 10730-10311 y 8234-8110 años en el primer caso y 4483-4228 años cal BP en el segundo. Este hecho demuestra la presencia de pinar en sendos enclaves, donde actualmente no existe. Una información que, junto con la identificación de carbones milenarios prácticamente coetáneos de *Quercus caduco* (atribuibles presumiblemente a *Q. faginea* subs. *alpestris*) y *Abies* en Puerto de los Valientes, confirmaría la existencia de franjas de bosque mixto en cotas elevadas de la Sierra de las Nieves. Esta circunstancia, además, permitiría teorizar acerca de una mayor significación de la cubierta arbórea en el pasado, tal y como apuntan los testimonios históricos (Castillo, 2002; Gómez-Zotano, 2004); la escasez de arbolado en la actualidad confirmaría la tendencia a la deforestación en los últimos siglos apuntada con anterioridad.

Igualmente, se ha encontrado *Pinus* sp. en el extremo occidental de la Serranía de Ronda, en concreto en la Sierra del Pinar de Grazalema. Las cronologías obtenidas revelan que este taxón estuvo presente en el macizo gaditano hace 352-75 años cal BP; si se pone en relación esta información con la presencia en el pasado del abetal en este lugar, tal y como demuestran las edades obtenidas para tres fragmentos del género

Abies, prácticamente coetáneas con la anterior (entre 378-78 y 341-80 años cal BP), se puede asegurar al menos la existencia de teselas de bosque mixto (abetal-pinar) en este enclave hace menos de 4 siglos, además de considerar la importante incidencia reciente que el fuego parece haber tenido en la zona durante los últimos siglos. Ello concuerda con el paulatino retroceso de los abetales en este sector desde comienzos de la Edad Moderna, tal y como se infiere de distintas referencias históricas, excelentemente recopiladas por Guzmán *et al.* (2013). Sería durante los conflictos bélicos de la Reconquista cristiana de Al-Ándalus (siglos XVI y XV), así como durante las crisis de supervivencia derivadas de la falta de tierras de cultivo (siglos XVI y XIX), cuando se intensificaran las quemadas y conversión de las áreas vegetadas en zonas agrícolas y de pasto coincidiendo con las mejores condiciones topográficas, lo que también habría motivado una merma significativa de la superficie ocupada o, al menos, una notable afección por el fuego por parte del pinsapar y, presumiblemente, también del pinar.

Por último, en la Sierra del Tablón (sector septentrional de la Serranía de Ronda), la identificación de un carbón de *Pinus* sp., con una edad comprendida entre 14013-13440 años cal BP, muestra la existencia de bosques de coníferas en este sector durante la fase final del último gran periodo glacial. El dominio actual de los bosques de *Quercus* en este sector hay que entenderlo en el progresivo predominio, desde hace unos 12000 años, de condiciones atmosféricas mucho más cálidas y secas en el conjunto de la cuenca Mediterránea (Jalut *et al.*, 2000). Estas circunstancias habrían permitido un progresivo dominio del encinar a lo largo del Holoceno, tal y como revelan las cronologías obtenidas para tres carbones del género *Quercus* (edades comprendidas entre 9643-9566 y 235-226 años cal BP). Un proceso que presenta continuidad y, por tanto, concuerda con lo establecido por Rivas-Martínez (2011), quien señala que la vegetación potencial del macizo corresponde a los bosques esclerófilos de encinas y quejigos termo-mesomediterráneos, hoy enriquecidos con especies termófilas.

Figura 3. Paleopoblaciones y antiguas poblaciones de diferentes taxones arbóreos hallados durante la investigación.

Fuente: elaboración propia a partir de las capas de información del Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía.

En cualquier caso, queda demostrado el importante papel que ha tenido el fuego en la Serranía de Ronda, al menos durante buena parte del Holoceno, lo que ya ha sido apuntado con anterioridad para Sierra Bermeja (Olmedo-Cobo *et al.*, 2017) o Sierra de las Nieves (Olmedo-Cobo *et al.*, 2019). Las tasas de antracomasa obtenidas en Palmitera 1 apuntan a una notable incidencia del fuego a lo largo del Holoceno en el macizo bermejense. Ello queda refrendado por la también importante significación de las antracomasa en otras localizaciones de Sierra Bermeja, como Palmitera 2 (7066 mg/kg) y Palmitera 3 (7382 mg/kg). Una incidencia del fuego que continúa en la actualidad, ya que según Vega-Hidalgo (1999) el periodo de recurrencia de incendios forestales en Sierra Bermeja es de 14,5 años.

En el otro extremo se encuentran localizaciones como Lijar, Jarastepar 2 o Puerco de Lifa, todas ellas con tasas de antracomasa inferiores a 10 mg/kg. Se trata de sondeos realizados sobre litologías de naturaleza carbonatada, fundamentalmente calizas y dolomías, lo que apunta a una escasa capacidad para retener el carbón por parte de estos materiales teniendo en cuenta que el fuego ha sido un fenómeno que ha estado presente desde antiguo en este territorio.

5. CONCLUSIONES

La información inédita de carácter paleoecológico obtenida para el conjunto de la Serranía de Ronda permite constatar la función que han tenido sus diferentes sistemas

montañosos como refugios de flora a lo largo del Holoceno, caso de las sierras de Jarrastepar y Palmera para *Abies* sp. Estos macizos habrían conectado las tres grandes masas de pinsapar hoy disjuntas (sierras de Grazalema, Bermeja y de las Nieves).

La complementariedad de las diferentes fuentes de información que han conformado la aproximación multiproxy empleada en esta investigación ha revelado la mayor significación y diversidad que tuvo el arbolado en el ámbito de estudio durante los últimos milenios, tal y como muestra la identificación de diferentes taxones arbóreos ausentes en la actualidad en varias localidades estudiadas.

Dicha información ha sido transferida a diferentes organismos en materia de conservación y gestión adaptativa para su implementación, favoreciendo el desarrollo de políticas forestales de base científica que garanticen la supervivencia de aquellas especies arbóreas más amenazadas frente al Cambio Global.

6. AGRADECIMIENTOS

Los resultados de esta investigación forman parte del contrato de Formación de Profesorado Universitario (Ref. 18/03023), financiado por el Ministerio de Educación del Gobierno de España, y los proyectos de investigación PALEOPINSAPO (CSO2017-83576-P), Med-Refugia (Ref. RTI2018-101714-B-I00), Oromed-Refugia (Ref. P18-RT-4963) y Relic-Flora 2 (Ref. B-RNM-404-UGR18), dependientes del Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España.

7. BIBLIOGRAFÍA

- ALBA-SÁNCHEZ, F. & LÓPEZ, J.A. (2013). Paleobiogeografía del pinsapo en la Península Ibérica durante el Cuaternario. En J. López-Quintanilla (Coord.), *Los Pinsapares en Andalucía: Conservación y sostenibilidad en el siglo XXI* (pp. 33-52). Sevilla: Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.
- ALBA-SÁNCHEZ, F., ABEL-SCHAAD, D. & LÓPEZ-SÁEZ, J.A. (2018). Paleobiogeografía de *Abies* spp. y *Cedrus atlantica* en el Mediterráneo occidental (península Ibérica y Marruecos). *Revista Ecosistemas*, 27, 26-37. DOI: 10.7818/ECOS.1441
- BAÑARES, Á., BLANCA, G., GÜEMES, J. MORENO, J.C. & ORTIZ, S. (2010). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2010*. Madrid: Dirección General de Medio Natural y Política Forestal - Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas.
- BATLLORI, E., BLANCO-MORENO, J.M., NINOT, J.M., GUTIÉRREZ, E. & CARRILLO, E. (2009). Vegetation patterns at the alpine treeline ecotone: The influence of tree cover on abrupt change in species composition of alpine communities. *Journal of Vegetation Science*, 20(5), 814-825. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2009.01085.x
- BECERRA, M. (2006). *Ordenación y aprovechamiento de los pinsapares rondeños durante el siglo XIX. La memoria de Antonio Laínez*. Cádiz: Editorial La Serranía.
- CASTILLO, J.A. (2002). *El valle del Genal: paisajes, usos y formas de vida campesinas*. Diputación Provincial de Málaga.
- CHEDDADI, R. (2017). Microrefugia, climate change, and conservation of *Cedrus atlantica* in the Rif Mountains, Morocco. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5, 114. DOI: 10.3389/fevo.2017.00114

- CUNILL, R., SORIANO, J.M., BAL, M.C., PÈLACHS, A., RODRÍGUEZ, J.M. & PÉREZ-OBIOL, R. (2013). Holocene high-altitude vegetation dynamics in the Pyrenees: A pedoanthracology contribution to an interdisciplinary approach. *Quaternary International*, 289, 60–70. DOI: 10.1016/j.quaint.2012.04.041
- GIL, A. (2002). *Simón de Rojas Clemente. Viaje a Andalucía. Historia Natural del Reino de Granada*. Almería-Barcelona: GBG Editora.
- GÓMEZ-ZOTANO, J. (2004). *El papel de los espacios montañosos como traspaís del litoral mediterráneo andaluz: el caso de Sierra Bermeja (provincia de Málaga)*. Tesis Doctoral, Universidad de Granada.
- GÓMEZ-ZOTANO, J. & OLMEDO-COBO, J.A. (2021). *Los bosques de la Serranía de Ronda. Una perspectiva espacio-temporal*. Cádiz: Editorial La Serranía.
- 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: 10.21138/bage.2532
- GUZMÁN, J.R., CATALINA, M.A., NAVARRO-CERRILLO, R.F., LÓPEZ-QUINTANILLA, J. & SÁNCHEZ, R. (2013). Los paisajes del pinsapo a través del tiempo. En J. López (Ed.), *Los Pinsapares en Andalucía: Conservación y sostenibilidad en el siglo XXI* (pp. 111–158). Sevilla: Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.
- JALUT, G., AMAT, A.E., BONNET, L., GAUQUELIN, T. & FONTUGNE, M. (2000). Holocene climatic changes in the Western Mediterranean, from south-east France to south-east Spain. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 160, 255–290. DOI: 10.1016/S0031-0182(00)00075-4
- KULLMAN, L. (1998). Palaeoecological, biogeographical and palaeoclimatological implications of early Holocene immigration of *Larix sibirica* into the Scandes Mountains, Sweden. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7, 181–188. DOI: 10.2307/2997373
- 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. DOI: 10.1111/j.1365-2699.2010.02458.x
- LÓPEZ, J. (2013). *Los pinsapares en Andalucía (Abies pinsapo Boiss.)*. Conservación y sostenibilidad en el siglo XXI. Córdoba: Universidad de Córdoba.
- 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*, 38(2), 259–270. DOI: 10.4067/S0717-92002017000200004
- OLMEDO-COBO, J.A., CUNILL-ARTIGAS, R., GÓMEZ-ZOTANO, J. & PARDO-MARTÍNEZ, R. (2019). Aportaciones del análisis pedoantracológico al conocimiento paleoecológico de *Pinus pinaster* en el sur de España: el caso de Sierra Bermeja. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 80, 1–34. DOI: 10.21138/bage.2667
- OLMEDO-COBO, J.A., PARDO-MARTÍNEZ, R. & GÓMEZ-ZOTANO, J. (2021). Primeros datos sobre la composición holocena de los bosques de montaña en el Parque Natural Sierra de las Nieves (Serranía de Ronda) a partir del análisis pedoantracológico. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, en prensa.
- PARDO-MARTÍNEZ, R. (2020). La pedoantracología en España: una revisión bibliográfica. *Pirineos*, 175, e059. DOI: 10.3989/pirineos.2020.175009
- PÉREZ-LATORRE, A.V., NAVAS, P., GIL, D. & CABEZUDO, B. (1998). Datos sobre flora y vegetación de la Serranía de Ronda (Málaga, España). *Acta Botánica Malacitana*, 23, 149–191.
- PÉREZ-LATORRE, A., HIDALGO-TRIANA, N. & CABEZUDO, B. (2021). Biogeografía y bosques de la Serranía de Ronda. En J. Gómez & J.A. Olmedo (Eds.), *Los bosques de la Serranía de Ronda. Una perspectiva espacio-temporal* (pp. 11–58). Cádiz: Editorial La Serranía.

- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (2011). *Memoria del Mapa de Vegetación Potencial de España*. *Itinera Geobotánica*, 18, 5-800.
- SÁNCHEZ-SALGUERO, R. (2007). *Distribución potencial de pinsapo (Abies pinsapo Boiss.) en el Parque Natural Sierra de Grazalema: Implicaciones para la regeneración de la especie bajo cubierta de pinar*. Trabajo Profesional Fin de Carrera, Universidad de Córdoba.
- VEGA-HIDALGO, J.A. (1999). Historia del fuego de *Pinus pinaster* y *Abies pinsapo* en la cara norte de Sierra Bermeja (Málaga): 1817-1997. En E. Araque (Ed.), *Incendios históricos: una aproximación multidisciplinar* (pp. 279-312). Universidad Internacional de Andalucía.

EL USO DE MÉTODOS MORFOMÉTRICOS CUANTITATIVOS INDIRECTOS EN EL ESTUDIO DE LAS BASES GEOMORFOLÓGICAS DE LOS PAISAJES NATURALES EN ÁMBITOS MONTAÑOSOS. CASO DE ESTUDIO EN LA SIERRA DE GUADARRAMA

USE OF INDIRECT QUANTITATIVE MORPHOMETRIC METHODS IN THE STUDY OF THE GEOMORPHOLOGICAL BASES OF THE NATURAL LANDSCAPES IN MOUNTAIN AREAS. STUDY CASE IN SIERRA DE GUADARRAMA

Roberto García Esteban¹

¹ Universidad Autónoma de Madrid (Departamento de Geografía, roberto.garcía@uam.es), <https://orcid.org/0000-0002-9683-8777>

Resumen

En esta comunicación se muestran los procedimientos y las metodologías aplicadas en el sector central de la Sierra de Guadarrama (Sistema Central Español), para el estudio detallado de las bases geomorfológicas de sus paisajes naturales.

A partir de la cartografía topográfica y del Modelo Digital de Elevaciones (MDE), el objetivo es aplicar métodos morfométricos cuantitativos indirectos para el análisis de la topografía, como metodologías complementarias para el estudio detallado de las formas. Con ello, se obtienen mapas de diversas variables morfométricas que resultan reveladoras y de utilidad en el estudio detallado de la geomorfología y el paisaje.

En el desarrollo de la metodología, además de estos mapas morfométricos, se utiliza la cartografía derivada del relieve de la zona. Mapas de pendientes y de relieve sombreado, que se obtienen fácilmente en la actualidad, mediante el procesado del MDE, usando Sistemas de Información Geográfica (SIG).

Los resultados que aquí se exponen son una serie de mapas morfométricos de cada una de las variables estudiadas: densidad de la disección, profundidad de la disección y energía del relieve.

Su análisis, junto con la geología y la geomorfología del área de estudio, así como la combinación con métodos directos, con la realización de varios trabajos de campo, permitió un estudio más preciso en las bases geomorfológicas del paisaje a escala detallada.

Palabras clave: Análisis morfométrico, MDE, geomorfología, paisaje natural, Sierra de Guadarrama.

Abstract

This paper shows the procedures and methodologies applied in the central sector of the Sierra de Guadarrama (Spanish Central Range), for the detailed study of the geomorphological bases of its natural landscapes.

Based on topographic cartography and the Digital Elevation Model (DEM), the aim is to apply indirect quantitative morphometric methods for the analysis of topography, as complementary methodologies for the detailed study of landforms. In this way, maps of various morphometric variables are obtained that are revealing and useful in the detailed study of geomorphology and landscape.

In the development of the methodology, in addition to these morphometric maps, derived maps from the relief of the area are used. Maps of slopes and shaded relief, which are now easily obtained by processing the DEM using Geographic Information Systems (GIS).

The results are a series of morphometric maps for each of the morphometric variables: density of dissection, depth of dissection and energy of the relief.

Their analysis, together with the geology and geomorphology of the study area, as well as the combination with direct methods, with several field works carried out, allowed a more precise study of the geomorphological basis of the landscape at a detailed scale.

Keywords: *Morphometric analysis*, DEM, geomorphology, natural landscape, Sierra de Guadarrama.

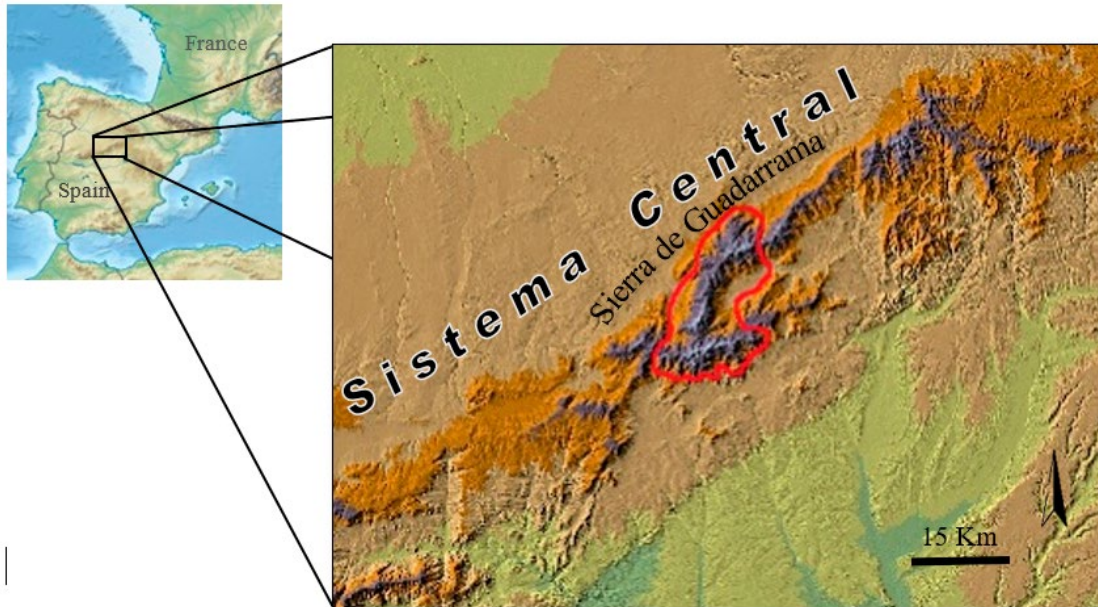
1. INTRODUCCIÓN

En el estudio del paisaje natural de un área montañosa el análisis del relieve y la geomorfología adquieren especial protagonismo. Se puede afirmar, y más en una zona montañosa, que el relieve es la estructura o esqueleto de todo paisaje natural.

En esta comunicación se expone el procedimiento y cómo, los resultados del análisis morfométrico cuantitativo de las principales características del relieve del sector central de la Sierra de Guadarrama (*Sistema Central Español*) (Figura 1), pueden complementar el análisis cualitativo de las bases geomorfológicas que configuran los paisajes naturales de este área. Éstos, resultaron de gran utilidad para completar, y en algunos casos analizar en detalle, las características geomorfológicas de las unidades territoriales del paisaje natural de esta área montañosa en otros estudios (García-Esteban, 2017, 2019).

Todo ello se llevó a cabo mediante la realización y el posterior análisis, tanto por métodos cualitativos como cuantitativos, de una serie de mapas que van desde los más básicos y sencillos, hoy día fácilmente obtenibles con las herramientas automatizadas que nos ofrecen los Sistemas de Información Geográfica (SIG); como pueden ser el mapa hipsométrico, a partir del modelo digital de elevación (MDE) del área de estudio y otros derivados del mismo como el mapa de pendientes. A otros elaborados con una serie de técnicas que siguen metodologías morfométricas encaminadas al estudio morfológico cuantitativo del relieve, tales como el mapa de *densidad de la disección*, de *amplitud del relieve* o de la *profundidad de la disección*, objetivos de esta ponencia.

Figura 1. Localización geográfica del área de estudio.



Fuente: Elaboración propia.

A continuación se hace una presentación de cada uno de ellos y se comentan los aspectos más destacados que junto a otras componentes, como la geológica y los elementos geomorfológicos, complementaron el análisis geomorfológico para este sector de la Sierra de Guadarrama, enfocado a indagar sobre las bases geomorfológicas en las que se configuran los paisajes naturales de esta área montañosa.

2. METODOLOGÍA Y MATERIALES PARA EL ESTUDIO

2.1. Metodología general.

Desde hace tiempo los métodos morfométricos se han utilizado en numerosos campos de la geomorfología. Es por ello que además de las técnicas clásicas, como un amplio estudio y consulta de las respectivas fuentes bibliográficas concernientes a las componentes fundamentales del medio físico como pueden ser el relieve, la geomorfología o la geología, por ejemplo, que fueron de gran ayuda para el tratamiento, análisis y síntesis de las características geográfico-físicas generales del área de estudio, en este trabajo se hará especial hincapié en la aplicación de metodologías complementarias, en concreto, a la aplicada en el Instituto de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México, UNAM, (Lugo, 1991; Simonov, 1985).

En resumen, se trata de mostrar e indagar en las posibles aplicaciones de métodos cuantitativos indirectos en el análisis más detallado del relieve y la geomorfología en áreas montañosas.

Actualmente existen aplicaciones informáticas y Sistemas de Información Geográfica (SIG) que obtienen de forma automática algunos de los resultados que me-

diante esta metodología se alcanzan, sin embargo, su elevado coste económico y el objetivo de cada proyecto a veces recomienda el empleo de este tipo de técnicas con las que se obtienen resultados muy similares. Igualmente, a menudo los estudios de este tipo abarcan grandes extensiones o lugares de un acceso difícil con lo que el trabajo de campo puede suponer mucho tiempo o situaciones de riesgo, respectivamente, y mediante la aplicación de este tipo de métodos morfométricos indirectos se pueden resolver, a veces, algunas de estas circunstancias.

Esta metodología se basa, resumidamente, en la división del espacio en cuadrículas con coordenadas UTM de 1 km² de superficie y a las cuales se les va dando diferentes valores (Lugo, 1991). De entre estos valores destacan para nuestros fines los obtenidos para el estudio de la *densidad de la disección* del relieve, la *profundidad de la disección* y la *amplitud del relieve*.

Para ello y para la obtención de los valores es muy recomendable la utilización del Mapa Topográfico Nacional (MTN) a escala 1:50.000, cuyas cuadrículas UTM se muestran a esa resolución. Si bien es cierto que el área de la cuadrícula para la que vamos adquiriendo los datos dependerá tanto del fenómeno o la variable que queramos cuantificar como de la extensión del área de estudio. Para un área de unos 1.000 Km² como el que nos ocupa esta escala se muestra como la más apropiada y aconsejable.

Posteriormente, una vez obtenidos los valores para cada cuadrícula y como consecuencia, tantas matrices de datos como variables morfométricas queramos estudiar, se procesan los datos.

El procesamiento de los datos se puede realizar con diversos programas informáticos y SIG (*Excel, Surfer, ArcGIS, etc...*). Al igual que la interpolación de los valores obtenidos en el análisis de la topografía. En este caso utilizamos la técnica de kriging. Un método de interpolación geoestadístico avanzado que genera una superficie estimada a partir de un conjunto disperso de puntos con valores *z* (Calaña-Azcuy y Belete-Fuentes, 2014). La fórmula general para el interpolador se forma como una suma ponderada de los datos (ESRI, 2021):

$$\hat{Z}(s_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(s_i)$$

donde:

$Z(s_i)$ = el valor medio en la ubicación *i*

λ_i = una ponderación desconocida para el valor medio de la ubicación *i*

(s_0) = la ubicación de la predicción

N = la cantidad de valores medidos

Tras la interpolación de los mismos, obtendremos los respectivos mapas de las diferentes variables morfométricas que hemos utilizado, como complemento para el análisis detallado y la interpretación del estudio geomorfológico y del relieve de los paisajes naturales de esta área montañosa.

2.2. Fuentes de datos y procesamiento.

En cuanto a los materiales para el estudio, primeramente señalar que como es sabido, existe una extensa bibliografía sobre el estudio del relieve y la geomorfolo-

gía del Guadarrama, así como del resto de componentes del medio físico. Entre los trabajos más cercanos a este sector del Guadarrama y que resultan igualmente más afines a los propósitos de este estudio estarían los trabajos de Bullón, (1988, 1986, 2006); Centeno *et al.*, (1983); De Bruijne y Andriessen, (2000); De Vicente, (2009); García Esteban, (1998, 2017, 2019); Garzón, *et al.* (1982); Pedraza, (1994, 2005); Díaz Martínez *et al.*, (2012); Palacios *et al.*, (2004, 2012, 2017); Sanz, (1978, 1988); Vegas, (2006).

Del mismo modo este trabajo se apoya en el estudio de la cartografía temática existente sobre los aspectos naturales de mayor incidencia en el paisaje como mapas geológicos, Arenas, *et al.* (1991), Bellido *et al.*, (1991), y topográficos a diversas escalas, publicadas por organismos oficiales como el Instituto Geográfico Nacional (IGN), el Servicio Geográfico del Ejército (SGE) y el Instituto Geológico y minero de España (IGME), y fotografías aéreas de la Consejería de Política territorial (1995) de la Comunidad Autónoma de Madrid, y que resultan sobradamente conocidos. Sobre todo, destacar la utilización del Mapa Topográfico Nacional del Instituto Geográfico Nacional (IGN) a escala 1:50.000 y 1:25.000 (MTN50 y MTN25, respectivamente) en el análisis, interpretación y obtención de los valores necesarios para la realización de los tres mapas principales de morfometría del relieve, como mayor interés y aportación original de esta comunicación.

Por último, señalar la utilización, en gran medida, del modelo digital de elevaciones (MDE) del Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG) para la realización de los mapas base del relieve, más sencillos, así como el uso de técnicas y aplicaciones informáticas más recientes como las imágenes de satélite del visor Google™ Earth, o imágenes y videos capturados directamente con dron y tratados con las últimas aplicaciones como Dron2Map de ArcGIS de la plataforma ESRI.

2.2.1. Cartografía básica y derivada de las características generales del relieve

2.2.1.1 Modelo digital de elevaciones, (MDE).

La zona de estudio es casi todo un ámbito montañoso pues el área de estudio fue seleccionada aproximadamente siguiendo la curva de nivel que marcaba la ruptura de pendiente al pie de las elevaciones. Únicamente quedan como áreas más llanas las zonas bajas que corresponden a la fosa del Lozoya en el alto valle.

De toda la cartografía básica de las características generales del relieve, que podemos consultar en la figura 2, el primer mapa a tener en cuenta en el estudio del relieve de cualquier zona es el mapa altimétrico. Ya sea mediante las curvas de nivel o mediante el modelo digital de elevaciones (MDE), su lectura e interpretación es el primer paso en cualquier estudio del relieve. Resulta básico a pesar de su simplicidad (Figura 2, A).

Mediante el MDE se obtiene ya una visión simplificada y rápida de la topografía del territorio objeto de estudio. También de su envergadura. Su precisión dependerá de la resolución que utilicemos. Y su elección adecuada atenderá tanto a los fines para los cuales vayamos a utilizarlo como a la escala de trabajo en la que se quiera actuar. En este caso se ha utilizado un modelo digital de 5 metros de resolución.

De similar lectura que el tradicional mapa de curvas de nivel, es de gran utilidad pues además de mostrar una rápida visión de la topografía del área de estudio, se

pueden extraer valores, es decir, cuantificar aspectos como la extensión de la zona, amplitud del relieve, altitud media y cotas máximas y mínimas, de gran ayuda para dimensionar el territorio objeto de estudio (Tabla 1).

Tabla 1. Parámetros generales (P) del relieve en el área de estudio.

P	Valor	Unidad
Altitud máxima	2.428	m s.n.m. ¹
Altitud mínima	1.055	m s.n.m.
Altitud media	1.603	m s.n.m.
Amplitud del relieve	1.375	m
Pendiente máxima	61,65	Grados
Pendiente mínima	0	Grados
Pendiente media	17	Grados
Área	517.28	Km ²

¹ Metros sobre el nivel del mar.

Fuente: Elaboración propia.

2.2.1.2 Mapa de pendientes y relieve sombreado.

La utilización de Sistemas de Información Geográfica (SIG) facilita y agiliza mucho todos los cálculos para la obtención de mapas derivados del mapa de altimetría o MDE. En este trabajo se ha utilizado ArcGIS, de la plataforma ESRI, con el cual, a partir del MDE, ejecutando una serie de herramientas ya creadas y de una forma sencilla y automática, se pueden obtener el resto de mapas básicos del relieve. Entre ellos, el mapa de pendientes (Figura 2, B).

De manera aislada, al igual que cualquiera de estos mapas básicos del relieve, el mapa de pendientes no aporta ninguna novedad metodológica, pero es conveniente incluirlos y hacer una breve descripción de los mismos, en tanto serán de apoyo y utilidad cuando son analizados de manera conjunta con los mapas de variables morfométricas objeto de estudio.

En el mapa de pendientes destacan ciertos valores que quedan bien representados y que revelan de una manera muy sencilla las zonas donde se acumulan las máximas y mínimas pendientes. Como se puede apreciar, las zonas con mayor pendiente nos llaman poderosamente la atención hacia dos áreas de la zona de estudio.

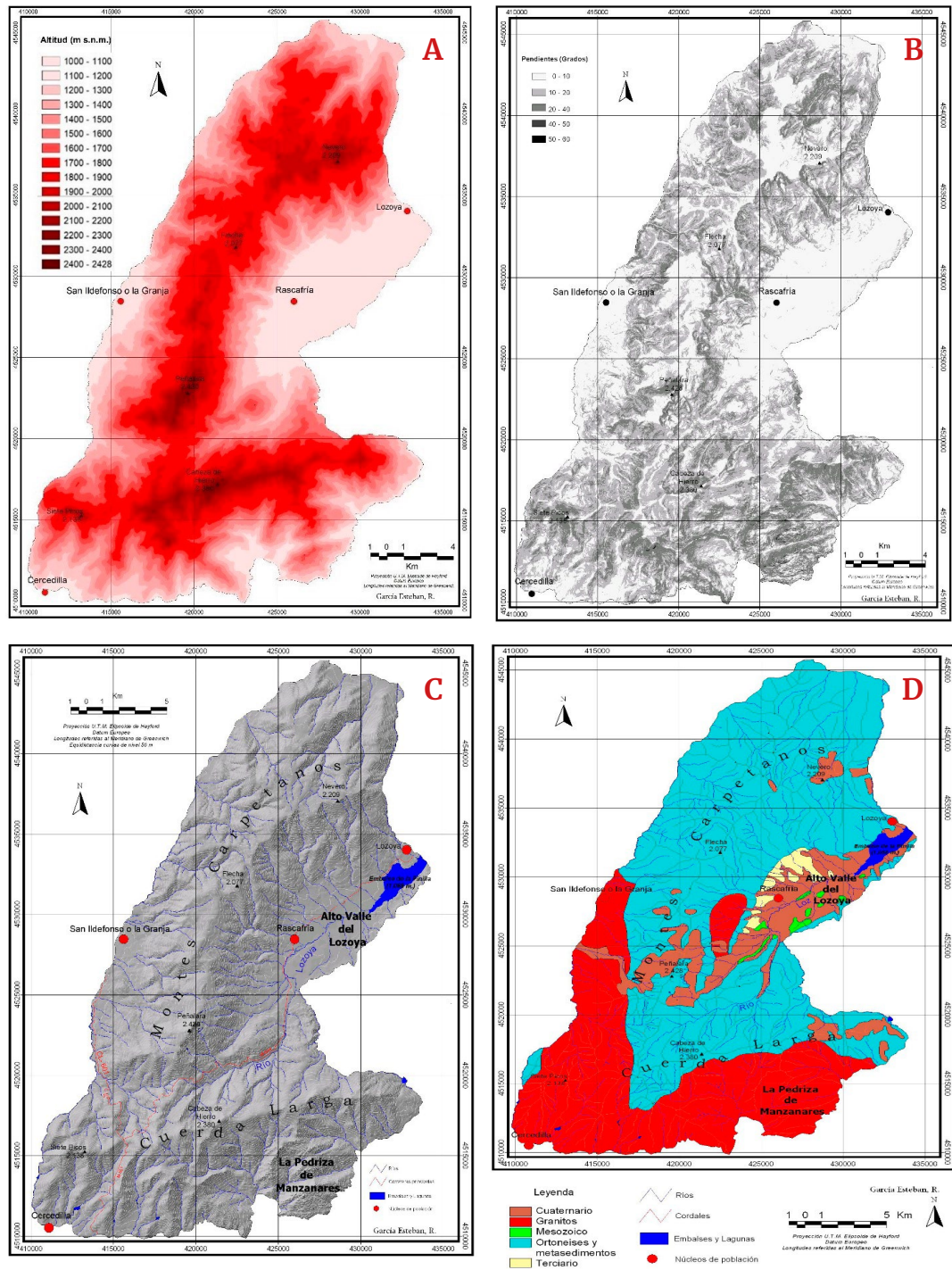
La primera, una acumulación de zonas muy escarpadas en un área, al sureste del mapa, que no coinciden precisamente con las más elevadas. Se trata de las abruptas y quebrantadas laderas de la Pedriza de Manzanares. Esto revela, entre otras cuestiones, un tipo de modelado, o al menos, un área con propiedades geométricas del relieve diferentes al del resto de la zona estudiada.

En segundo lugar, se diferencian otras zonas, distribuidas en diversos puntos del área de estudio, pero siempre en las altas vertientes. Cerca de las cumbres. Estas zonas se desarrollan sobre todo en la vertiente meridional, donde se elevan las sierras de Siete Picos y Cuerda Larga, así como en las altas vertientes orientales de los Montes

El uso de métodos morfométricos cuantitativos indirectos en el estudio de las bases geomorfológicas de los paisajes naturales en ámbitos montañosos. Caso de estudio en la Sierra de Guadarrama

Carpetanos. En ocasiones estas elevadas pendientes desvelan otro tipo de modelado. En este caso se trata de la morfología glacial y periglacial que encontramos en la zona.

Figura 2. Mapas con la cartografía básica de las características del relieve: (A) MDE, (B) Pendientes, (C) Relieve Sombreado y (D) Mapa geológico simplificado del área de estudio.



Fuente: Elaboración propia a partir del MDE del Centro Nacional de Información Geográfica y Mapa Geológico de España del IGME

Por último, en esta rápida interpretación del mapa de pendientes y a grandes rasgos, resulta evidente como las áreas con menor pendiente no todas coinciden, como en un principio sería lógico, con las de las depresiones intramontañas. De este modo se observa cómo, a parte de los valles, entre los que destaca las pendientes menores de la fosa del Lozoya, existen otras áreas que también registran valores bajos de pendiente. Unas se ubican en el fondo de escarpados valles o gargantas, lo que evidencia que son de fondo plano. Sin embargo, otra gran extensión, estadística y comparativamente, se sitúa en las superficies de cumbres. Lo que pone de manifiesto y localiza con toda precisión la característica morfológica aplanada de las cumbres de esta zona montañosa.

El mapa altimétrico y el de pendientes se muestran como la información básica y primaria de cualquier estudio del relieve. Son mapas simples. Pero metodológicamente son múltiples las interpretaciones que de ellos se pueden extraer, individualmente o comparándolos con otros mapas temáticos de la zona. De ahí que casi siempre resulten imprescindibles en cualquier estudio geomorfológico. Ambos mapas, se pueden además, prácticamente sintetizar en uno; el mapa de relieve sombreado (Figura 2, C).

Dentro del conjunto de mapas de mapas básicos del relieve del área de estudio se incluye además un mapa geológico simplificado (Figura 2, D) de gran utilidad a la hora de analizar e interpretar determinadas propiedades del relieve. E igualmente y más en detalle, algunos de los rasgos geomorfológicos evidenciados en relación con las consideraciones morfométricas realizadas en los resultados del estudio.

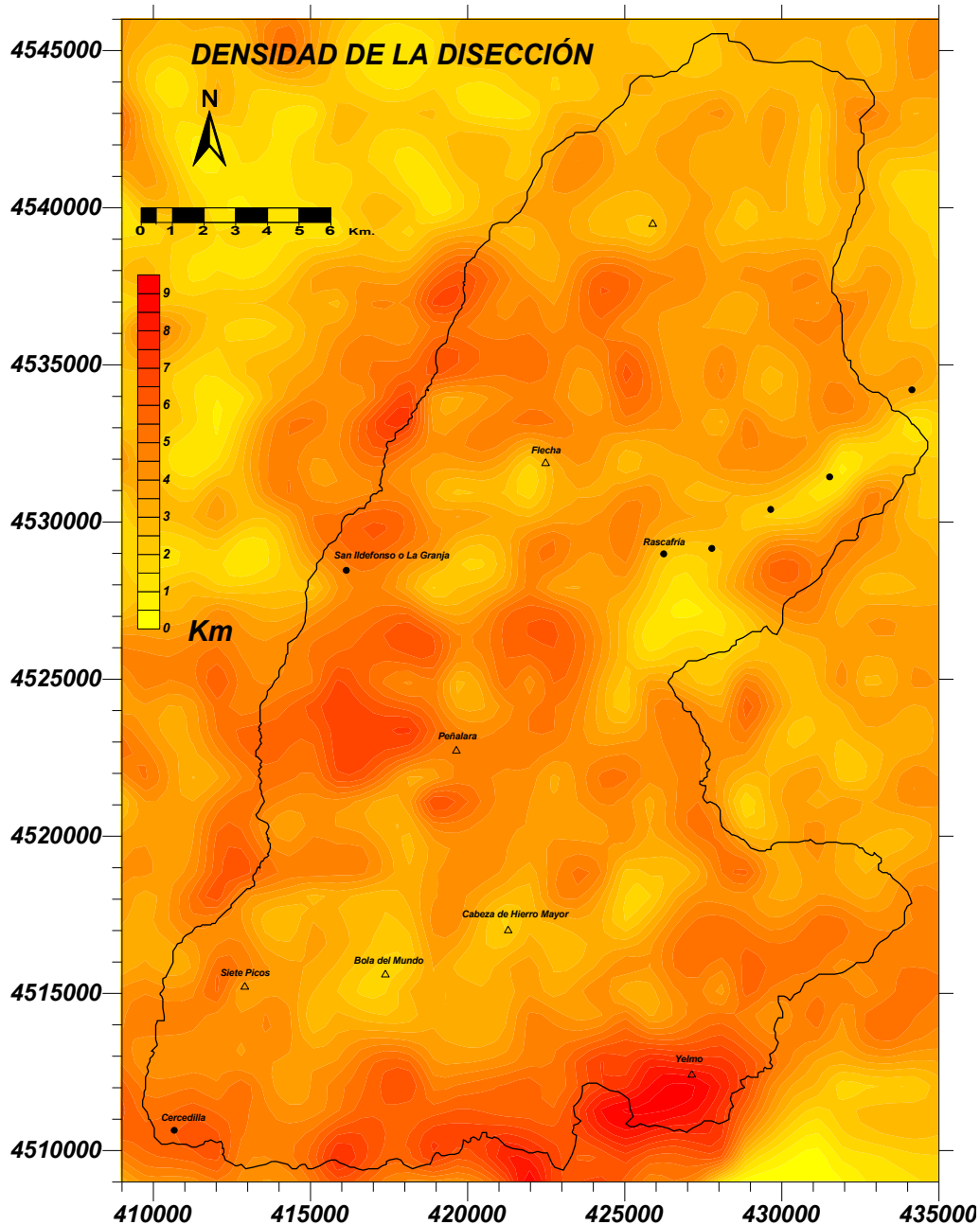
RESULTADOS Y USOS DEL ANÁLISIS MORFOMÉTRICO CUANTITATIVO POR MÉTODOS INDIRECTOS EN EL ESTUDIO GEOMORFOLÓGICO DETALLADO

La cartografía básica de las características generales del relieve y geología del conjunto se presenta como fuente de información básica del relieve del área de estudio. A partir del análisis realizado sobre la disposición de las curvas de nivel del Mapa Topográfico Nacional a escala 1:50.000 y aplicando la metodología morfométrica expuesta en apartados anteriores se obtuvieron los resultados que resumidamente se exponen a continuación. Los tres mapas realizados, (Mapa de Densidad de la Disección, Mapa de Profundidad de la Disección y Mapa de Energía del Relieve, (Figuras 3, 4 y 5). Cada uno de ellos se acompaña de un breve texto descriptivo con el que se realizan ciertas consideraciones y apreciaciones morfométricas en el análisis de geomorfológico utilizando este tipo de metodologías.

3.1. Mapa de densidad de la disección.

En este mapa (Figura 3) se representa la densidad de los ríos y vaguadas, por leves que sean, que se dan en la zona de estudio en kilómetros de longitud por km². Este procedimiento constituye uno de los métodos más usados en el análisis geomorfológico en algunas escuelas, como la rusa, siendo también de gran aplicación en otras disciplinas como Hidrología o Geología (Simonov, 1985; Lugo, 1991).

Figura 2. Mapa de densidad de la disección.



Fuente: Elaboración propia.

Como se puede apreciar, los valores más altos se corresponden, como es lógico, con las laderas. En un ámbito montañoso con un control morfotectónico elevado, como es sabido, la tendencia es a la concentración de los procesos fluviales explotando las líneas de debilidad.

Sin embargo, debido a la morfología glacial residual (Acaso, 2006; Bullón, 1997, 2016) y a la evolución periglacial (Palacios *et al.*, 2004, 2012) que afecta a algunos sectores de las altas vertientes del área de estudio, los procesos de arroyada mixta

nivo-pluvial generan, en la base de los circos y nichos de nivación, un incremento considerable de pequeñas incisiones y regueros como reflejan los altos valores de densidad de la disección en las altas laderas del macizo de Peñalara —en el sector central— o en el ámbito al norte de Flecha y área de los Pelados —en el tercio septentrional de la zona de estudio—, tal y como se aprecia en el mapa (Bullón, 1995; Palacios *et al.*, 2012, 2016).

Mientras que en la mayor de la zona de estudio con valores similares evidencian un claro y marcado control tectónico, al concentrarse la escorrentía explotando la red de fracturas, lo cual disminuye la densidad de la disección, dado que de otra forma la dureza de los materiales —granitos y gneis— hace difícil el encajamiento. En otros sectores, el elevado control tectónico-estructural y litológico, como en el afloramiento granítico de La Pedriza de Manzanares es lo que determina esta elevada densidad de la disección en el relieve.

Como consecuencia de todo ello y tras un análisis exhaustivo, entre las zonas con mayor densidad de la disección en el área de estudio destacan:

Al sureste, el ámbito de la Pedriza de Manzanares. Lo cual se relaciona con la evidente intensa fracturación y diaclasado de la morfoestructura, con el modelado y con la rugosidad de este sector. El control litológico y estructural aquí es fundamental. Debido a la impermeabilidad del sustrato rocoso y a la intensidad de la fracturación, el sistema fluvial discurre por el denso tramado morfo y litoestructural buscando las líneas de debilidad por gravedad. A medida que esto sucede se va evacuando el material de alteración creando numerosas vaguadas y pequeñas incisiones en un ámbito agreste en el que también encontramos fuertes encajamientos. Éstos, frecuentemente dan lugar a desfiladeros, gargantas y otros pequeños pasillos y recovecos, de gran incidencia en el paisaje (Bullón, 1995; Pedraza *et al.*, 2005).

La vertiente occidental del macizo de Peñalara. En relación con rasgos como por ejemplo, la dinámica mixta nivoperiglaciaria en las altas vertientes y sobre todo con la evolución postglaciaria de la vertiente que afecta a la densificación del sistema fluvial (Palacios *et al.*, 2004 y 2012).

Y la zona norte, en las inmediaciones de la cabecera del río Pirón. Cumbres elevadas y aplanadas que permiten la formación de pequeñas vaguadas y regueros que se concentran luego en incisivas gargantas que cortan los escalones morfoestructurales que articulan el conjunto de la zona de estudio.

Por el contrario, las zonas con menor densidad de la disección corresponden generalmente a las zonas de cumbres, debido primero a que naturalmente actúan como divisorias pero también a otros factores como por ejemplo la litología, la evolución morfogenética o la protección que frente a la erosión ofrece la cubierta nival acumulada durante el invierno.

De entre ellas destacan, por un lado los valores menores de las cumbres del sector centro oriental de la Cuerda Larga —en el tercio meridional de la zona de estudio— como consecuencia en gran medida de su morfología convexa y redondeada. Lo que unido por ejemplo a otros aspectos como pueden ser la protección nival; la litología y su tendencia a formar cabeceras circulares colgadas en el relieve escalonado, sobre todo en el ámbito granítico en contacto con los gneises; o la cubierta vegetal formada por prados y matorral de altitud que actúan de freno, en cierto modo, a la densificación de la incisión sobre el manto de alteración. Y por otro lado, al fondo del río Lozo-

ya, que debido a que es el curso de mayor rango y más caudaloso al recibir las aguas del drenaje del valle, concentra toda la densidad de su disección en un único talweg.

3.2. Mapa de profundidad de la disección.

A diferencia del mapa de densidad de la disección que mide la densidad, es decir, la suma de las longitudes de todas las vaguadas de una superficie por km^2 , el mapa de profundidad de la disección (Figura 4) lo que representa es la mayor profundidad de la incisión de la más marcada de las mismas en cada cuadrado de 1 km. de lado en los que se ha dividido el área. De este modo, este valor corresponde a la máxima profundidad desde el eje central del talweg hasta la ruptura de pendiente más pronunciada.

Con los valores obtenidos para rellenar cada una de las celdas que resultan de dividir la superficie del área de estudio en cuadrados de 1 km. de lado y después de su procesamiento e interpolación según la metodología planteada, se obtiene este mapa de densidad de la disección.

Este mapa refleja la mayor o menor intensidad en el tiempo de los procesos fluviales en función, eso sí, de las características litológicas, tectónicas, estructurales y bioclimáticas, principalmente (Lugo, 1991).

En este caso, tal y como se aprecia en el mapa, es claramente visible como no tienen por qué coincidir la zona con mayor densidad de la disección con la de mayor profundidad de las mismas, como sucede en el caso de la Pedriza de Manzanares. Pese a ser una de las zonas con mayor densidad de la disección vemos que en gran parte de sus zonas, sus cursos no muestran una gran profundidad en el encajamiento fluvial, excepto en las gargantas principales, tal y como se aprecia en el mapa.

Haciendo una consideración general del ámbito estudiado destaca la zona norte por su mayor extensión y concentración de altos valores de profundidad de la disección. Esta zona corresponde al área del macizo de Nevero-Los Pelados y a la fuerte incisión de los cursos que lo desmantelan tales como el arroyo Viejo, el del Artiñuelo o el río de las Pozas, en la vertiente septentrional, o el arroyo del Palomar, el arroyo de Hoyos de Pinilla o el de la Sauca, en la meridional (Carrasco *et al.*, 2016; García-Esteban, 2019).

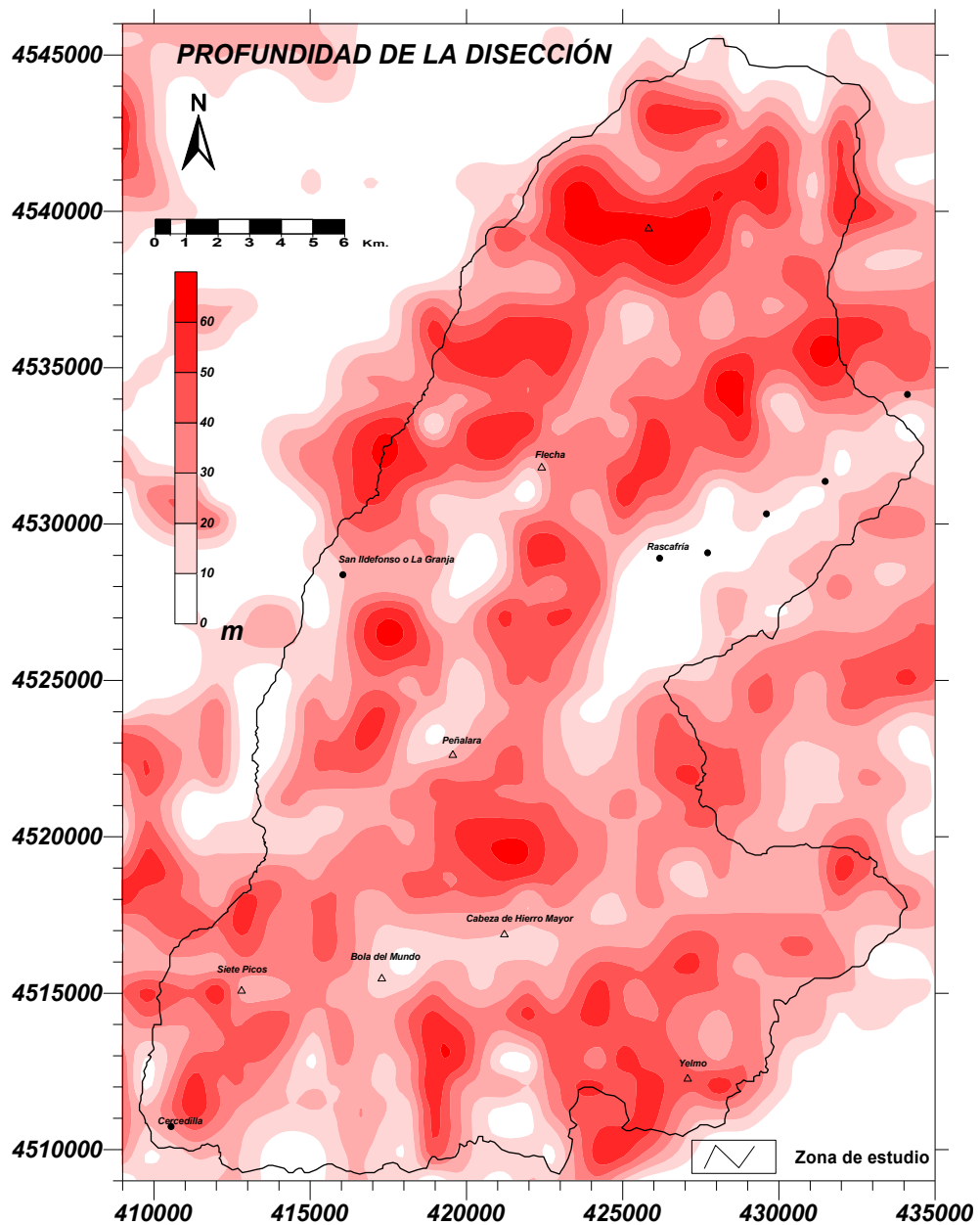
Se trata de un ámbito donde el pop up de los Carpetanos se ensancha más que en otro lugar del área de estudio, con una morfología de cumbres amplias y aplanadas que dan paso a vertientes con fuertes pendientes donde se encaja la red fluvial de manera muy incisiva (Capote *et al.*, 1990, De Vicente, 2009).

En la vertiente septentrional algunas formas periglaciares se instalan en estas altas vertientes mientras que en la meridional son los pequeños circos glaciares los que a menudo conforman las cabeceras fluviales de los arroyos que cortan y desmantelan los depósitos morrénicos (Carrasco *et al.*, 2016). Éstos últimos, se encajan en su descenso hacia el bloque hundido o pop down del Lozoya encontrándose numerosos depósitos torrenciales y coluviales.

El resto de zonas con mayor profundidad de la disección quedan más dispersas, salpicando el área de estudio. Detectan y revelan igualmente la localización de las principales gargantas y encajamientos más pronunciados como consecuencia, principalmente, de la acomodación y aprovechamiento de las grandes fracturas y líneas de debilidad que ofrecen la estructura de estos relieves.

Así, las gargantas más profundas coinciden con éstos valores más altos, que en líneas generales podríamos considerar reveladores de este tipo de morfología fluvial encajada. Se ubican en el sector meridional del área de estudio puesto que en su enlace con las rampas de la cuenca de Madrid tienen que salvar un mayor desnivel. Pero esto no sólo sucede en este sector. También encontramos en la vertiente de los Carpetanos que drena hacia el pop down o fosa del Lozoya numerosos arroyos que se encajan en algunos de sus tramos altos dando lugar a profundas incisiones bajo las altas cabece-
ras que los alimentan.

Figura 3. Mapa de profundidad de la disección.



Fuente: Elaboración propia.

De este modo se aprecia como en el pop up de los Carpetanos se produce la concentración de los fuertes encajamientos en las vertientes pronunciadas explotando la red de fracturación y cortando los escalones morfoestructurales que lo caracterizan. Normalmente a la salida del encajamiento de estos cauces en los rellanos escalonados de estas zonas altas la pendiente se debilita enormemente y como consecuencia aparecen algunos conos torrenciales.

En el sector meridional de Siete Picos y la Cuerda Larga se observa la predisposición perpendicular de estos fuertes encajamientos a sendas cuerdas creando incisivos valles rectilíneos como el de río Pradillo o el arroyo de la Gargantilla y otras fuertes incisiones como la del arroyo de la Majadilla en La Pedriza (Bullón, 1988).

3.3. Mapa de energía del relieve.

Para la realización de este mapa también se ha utilizado la misma malla y se ha dividido el área de estudio en las mismas cuadrículas de un kilómetro de lado. Para cada una de ellas hemos obtenido un valor numérico que resulta de la amplitud del relieve en cada kilómetro cuadrado.

Se ha calculado la diferencia entre la cota máxima y mínima en metros en cada una de las cuadrículas y anotado su valor. Por medios los medios informáticos ya comentados con anterioridad se interpolan estos valores y el resultado es el mapa de amplitud o energía del relieve (Figura 5).

Dos de las primeras lecturas o consideraciones que podemos extraer de este mapa son, en primer lugar, la diferenciación entre los pop ups principales y el pop down del Lozoya, representados por valores máximos y mínimos, respectivamente. Y en segundo lugar, este mapa nos incita a una posible deducción de la disposición de los bloques principales que forman los pop ups que, a su vez, conforman las grandes alineaciones del área de estudio.

En relación a esta última consideración hemos de fijarnos en la especie de “collados” que aparecen entre los valores máximos de los valores de las vertientes de los grandes bloques y que parecen articular.

Existen igualmente valores altos, indicadores de esta elevada amplitud del relieve y que como aprecia, por ejemplo, en el pop up de los Montes Carpetanos coinciden plenamente, bien con incisivos y profundos valles, bien con elementos morfológicos glaciares como las paredes de circos, e igualmente con los fuertes desniveles que se producen entre los rellanos morfoestructurales escalonados de las altas vertientes y las medias y bajas laderas.

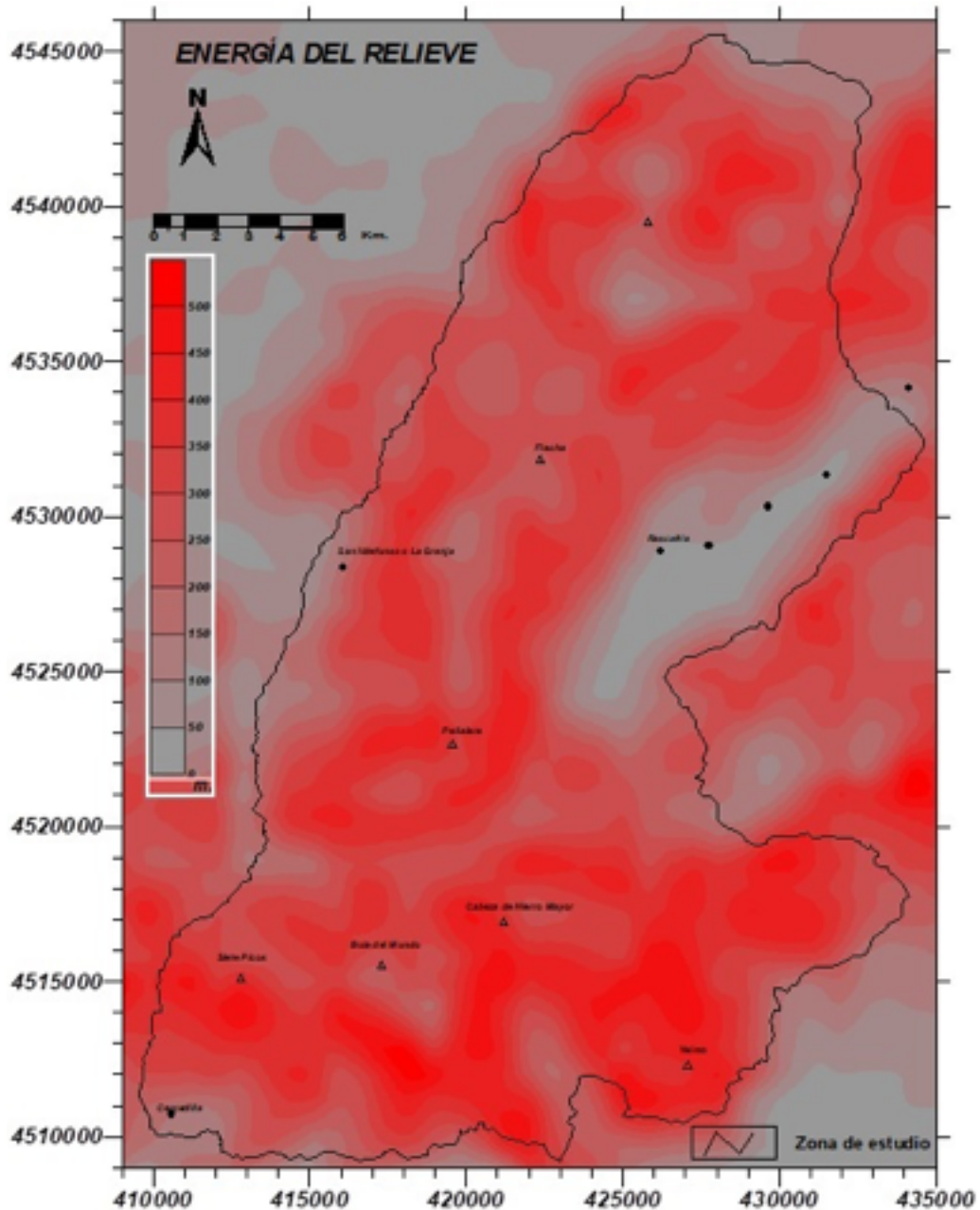
Pero la principal revelación, si cabe, de este mapa, es la diferencia existente entre las dos alineaciones principales que conforman el armazón del área de estudio: el pop up de los Montes Carpetanos —su mitad meridional— de dirección NNE y NE; y en el sector meridional, los de La Cuerda Larga y Siete Picos, que siguen las pautas E y ENE (Capote *et al.*, 1989; De Vicente, 2009; Martín Serrano, 1999; Pedraza *et al.*, 2005; Vegas, 2006).

Como se puede apreciar en el ámbito meridional, correspondiente a las sierras de Siete picos y La Cuerda Larga, es donde se concentran los valores más elevados de la energía del relieve.

En ellos, las vertientes septentrionales alcanzan mayores similitudes con las del pop up de los Carpetanos mientras que es en la vertiente meridional donde encon-

tramos los mayores valores de amplitud del relieve. Lo que refleja, como se ha visto, tanto su mayor carácter accidentado como una mayor complejidad tectónica y morfoestructural de la que presenta el pop up de los Carpetanos.

Figura 4. Mapa de profundidad de la disección.



Fuente: Elaboración propia.

Éste, como se aprecia, muestra valores medios menores. Los ámbitos más energéticos se corresponden con aquellos que fueron glaciados o con una dinámica postglaciar con periodos fríos donde se concentró, posiblemente, la actividad periglaciar

(Palacios *et al.*, 2004, 2017). Además, aquí los procesos de encajamiento de la red fluvial fueron más eficaces explotando la red de fracturas sobre esta litología fundamentalmente gnéisica. Y que coinciden, igualmente, con las zonas de mayor altitud de este macizo tectónico.

4. CONCLUSIONES Y CONSIDERACIONES FINALES

Mediante esta comunicación se alcanzan dos de los objetivos fundamentales que perseguidos. Por un lado, explorar las posibilidades y usos de este tipo de metodologías morfométricas bastante asentadas y utilizadas para el estudio del relieve y la geomorfología. Y por otro, su divulgación. La aportación una cartografía inédita sobre algunas de las variables morfométricas del relieve del Guadarrama, resultado de la aplicación de este método morfométrico y que adquiere especial significado al tratarse de unas montañas tan estudiadas.

El área de estudio delimita una zona montañosa en el interior de la Península Ibérica que aunque nos ofrece unos desniveles importantes culmina predominantemente con unas cumbres aplanadas o redondeadas generalizadas. Este hecho, que le dan ese aspecto de montaña desgastada de cumbres suaves y alomadas, se ve a veces interrumpida por crestas y resaltes rocosos que enriquecen la variedad fisiográfica de este paisaje montañoso (Martínez de Pisón *et al.*, 2001).

El relieve se organiza en este sector formando dos cordales principales de dos miles, ambos superan los 2.000 m s.n.m., con el pico de Peñalara como altitud máxima (2.428 m s.n.m.) y convergen formando un ángulo en cuyo seno se recoge, de forma aislada, la cabecera del valle del Lozoya. Las características fisiográficas de la zona estudiada las definen estos cordales y valles que son el resultado del elevamiento de grandes bloques, o pop ups del macizo Varisco articulados por medio de grandes fracturas que los separan unos de otros.

El análisis morfométrico del relieve permitió redefinir o matizar estas fracturas, de dirección dominante NE-SW, que se entrecruzan a menudo con otras en dirección N-S y otras, casi perpendiculares a ambas, en dirección transversal E-W. Este aspecto junto con la litología, formada por rocas cristalinas, fundamentalmente granitos y gneises, someten a la zona a unos controles litotectónicos y estructurales que resultan muy evidentes en mapas como el de la energía del relieve y que constituyen una de las principales características fisiográficas de los macizos y valles que aparecen de este sector del Guadarrama. Este mapa (Figura 5), al igual que los dos anteriores (Figuras 3 y 4), resultó una aportación más para añadirse a la gran cantidad de información existente sobre la morfoestructura y el relieve de la zona, en éste caso, en el sentido de que altos valores de energía del relieve se pueden relacionarse en ocasiones con zonas de mayor actividad tectónica, (Lugo, 1991).

Del mismo modo a través de los valores y de la realización de los mapas de densidad de la disección (Figura 3) y de profundidad de la disección (Figura 4), se pudo obtener información más detallada sobre la intensidad de los procesos fluviales y su distribución, así como deducir información sobre la permeabilidad, escurrimiento, tipo de roca, e incluso estructuras o precipitaciones, y otros rasgos comúnmente ocultos en la información cartográfica de la topografía convencional.

Por último, concluir y destacar que la aplicación de estos métodos indirectos como el análisis morfométrico y geomorfológico cuantitativo, junto con el análisis morfoestructural, la dinámica del modelado y otras variables cualitativas, como la composición geológica de la zona de estudio o el mismo trabajo de campo, fueron imprescindibles en el estudio, análisis y evaluación de las bases geomorfológicas con la finalidad de estudiar las principales componentes del medio físico que componen los paisajes naturales de este sector de la sierra. Los resultados principales que se exponen en esta ponencia, sintetizados en la correspondiente cartografía temática (mapas de densidad de la disección, profundidad de la disección y energía del relieve), fueron fundamentales y de gran utilidad para el estudio detallado de los elementos geomorfológicos, la determinación de unidades geomorfológicas detalladas y, como consecuencia, en la configuración de las unidades territoriales de paisajes naturales de este sector del Guadarrama.

5. REFERENCIAS

- ACASO DELTELL, E. (2006). El circo de Dos Hermanas (Sierra de Guadarrama, España). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección geológica* 101 (1-4), 79-83.
- ARENAS MARTÍN, R., FÚSTER, J. M., MARTÍNEZ, J., DEL OLMO, A., Y VILLASECA, E. (1991). *Mapa Geológico de España a E.1:50.000, Segovia (483)*. Madrid: IGME.
- BELLIDO, F., ESCUDER, J., KLEIN, E., Y DEL OLMO, A. (1991): Mapa Geológico de España a E. 1:50.000, Buitrago de Lozoya (484). Madrid: IGME.
- BULLÓN MATA, T. (1986). Claves morfoestructurales y morfogenéticas para la interpretación del sector occidental de la Sierra de Guadarrama. *Ería*, (10), 109-122. <https://doi.org/10.17811/er.0.1986.109-122>
- BULLÓN MATA, T. (1988). *El sector occidental de la Sierra de Guadarrama. Trama Geomorfológica de un paisaje montañoso*. Madrid: Consejería de Política Territorial, (C.A.M.), 284 pp.
- BULLÓN MATA, T. (1995). Hill slope erosion, Environmental changes and Land Management on a Spanish mountain. *Physics and Chemistry of the Earth*. (20), 339- 344. [https://doi.org/10.1016/0079-1946\(95\)00046-1](https://doi.org/10.1016/0079-1946(95)00046-1)
- BULLÓN MATA, T (1997): Temporal and Spatial evolution of Hidrology and Sediments in a mountainous environment. *Physics and Chemistry of the Earth*. (22), 361- 372. [https://doi.org/10.1016/S0079-1946\(97\)00159-6](https://doi.org/10.1016/S0079-1946(97)00159-6)
- BULLÓN MATA, T. (2006). Valores geomorfológicos en el entorno natural, histórico y artístico del valle de Valsain (Segovia). *Trabajos de geología* (26), 111-120.
- BULLÓN MATA, T. (2016). The upper Pleistocene on the northern face of the Guadarrama Mountains (central Spain): Palaeoclimatic phases and glacial activity. ELSEVIER. *Geomorphology* (268), 233-245. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.06.015>
- CALAÑA-AZCUY, A.L. Y BELETE-FUENTES, O. (2014). Análisis de la precisión de los interpoladores del Surfer en la modelación de relieves con pendientes abruptas. *Min. Geol.*, (30), 89-103.
- CAPOTE, R., DE VICENTE, G. Y GONZÁLEZ CASADO, J.M. (1989). Evolución de las deformaciones alpinas en el Sistema Central Español (S.C.E.). *Geogaceta*, (7), 20-22.
- CARRASCO, R. M., PEDRAZA GILSANZ, J., WILLENBRING, J., KAREMPAGLIDIS, T., RODRIGO, L., GARCÍA, S. Y MARTÍN DUQUE, J.F. (2016). Morfología glaciar del Macizo de Los Pelados-El Nevero (Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama). Nueva interpretación y cronología. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural Sección Geológica*. Tomo 110.

- CENTENO, J. D., PEDRAZA, J. Y ORTEGA, L. I. (1983). “Estudio geomorfológico del relieve de la sierra de Guadarrama y nuevas aportaciones sobre su morfología glaciar”. *Bol. Real. Soc. Esp. Hist. Nat. Geol.* 81 (3-4), 153-171.
- DE BRUIJNE, C. H. & ANDRIESEN, P. A. M. (2000). Interplay of intraplate tectonics and surface processes in the Sierra de Guadarrama (Central Spain) assessed by apatite fission track analysis. *Physics and Chemistry of the Earth, Part A: Solid Earth and Geodesy*, 25 (6-7), 555-563. [https://doi.org/10.1016/S1464-1895\(00\)00085-5](https://doi.org/10.1016/S1464-1895(00)00085-5)
- DE VICENTE, G. (2009). Guía ilustrada de los cabalgamientos alpinos en el Sistema Central. *Reduca* (Geología). Serie Geología Regional, (1), 1-30.
- DÍAZ MARTÍNEZ, E., LÓPEZ, F., PÉREZ GONZÁLEZ, A., KARAMPAGLIDIS, T., MATAS, J., MARTÍN PARRA, L. M., Y NOZAL, F. (2012). *Geología de la Sierra Norte de Madrid: Tan cerca y tan desconocida. Guía de Campo. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid.* Instituto Geológico y Minero de España.
- ESRI (2021). How Kriging Works Help. ArcGIS for Desktop. Retrieved from: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/tools/3d-analyst-toolbox/how-kriging-works.htm>
- GARCÍA-ESTEBAN, R. (1998). Geomorfología, nieve y paisaje de las partes altas del macizo de Peñalara. Tesina de Licenciatura. Madrid: *Universidad Autónoma de Madrid.* (Inédita).
- GARCÍA-ESTEBAN, R. (2017). *Las unidades de paisajes naturales del sector central de la Sierra de Guadarrama y Parque Nacional.* Madrid: Universidad Autónoma de Madrid. (Tesis doctoral), 723 pp. (más anexo cartográfico).
- GARCÍA-ESTEBAN, R. (2019). Bases Geomorfológicas y Biogeográficas en el Análisis y Configuración de los Paisajes Naturales de la Vertiente Septentrional del Macizo de Nevero, (Sierra de Guadarrama, España). *Mundo Investigación*, (1), 21-42.
- GARZÓN, M.G., PEDRAZA, J. Y UBANELL, A.G. (1982). Los modelos evolutivos del relieve del Sistema Central Ibérico (sectores de Gredos y Guadarrama)”. *Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, XXVI (2), 475-496.
- LUGO HUBP, J. I. (1991): Elementos de geomorfología aplicada (Métodos cartográficos). Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F., 109 pp.
- MARTÍNEZ DE PISÓN, E. ET AL. (2001). *El Guadarrama: Sinfonía inacabada.* Madrid: Fundación Canal Isabel II. Consejería de Medio Ambiente de la C.A.M. Fundación FIDA, 241 pp.
- MARTÍN SERRANO, A. (1999). El paisaje del Macizo Hercínico: la expresión de su geología alpina. *Studia Geologica Salmanticensis*, Volumen especial (VII), 73-86.
- PALACIOS, D., ANDRÉS, N. Y LUENGO, E. (2004). Tipología y evolución de los nichos de nivación en la Sierra de Guadarrama, España. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Geol.)*, 99 (1-4), 141-158.
- PALACIOS, D., ANDRÉS, N., MARCOS, J. Y VÁZQUEZ-SELEM, L. (2012). Glacial landforms and their paleoclimatic significance in the Sierra de Guadarrama, Central Iberian Peninsula. *Geomorphology*, (139-140), 67-78. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.10.003>
- PALACIOS, D., ANDRÉS, N., GÓMEZ-ORTIZ, A. Y GARCÍA-RUIZ, J.M. (2016). *Evidence of glacial activity during the Oldest Dryas in the mountains of Spain.* London: Geological Society of London, Special Publications, (433), 87-110. <https://doi.org/10.1144/SP433.10>
- PEDRAZA GILSANZ, J. (1994). El Sistema Central. En: M. Gutiérrez Elorza (Coord.): *Geomorfología de España.* Madrid: Rueda, 63- 100.
- PEDRAZA GLISANZ, J., MARTÍN-DUQUE, F., CARRASCO, R.M., SANZ, M.A. Y GODFREY, A. (2005). The Guadarrama Mountains (Spanish Central System): *Geomorphology, Landscape And Environmental Problems.* Field Trip Guide - C7. *Sixth International Conference On Geomorphology.* Zaragoza.

- SANZ HERRÁIZ, C. (1978), Morfología glaciar en la Sierra de Guadarrama. El modelado de las áreas glaciares y periglaciares (Peñalara-Los Pelados). En: *V Coloquio de Geografía. Universidad de Granada*, Medio Físico, Desarrollo Regional y Geografía: Granada, 49–55.
- SANZ HERRÁIZ, C. (1988). *El relieve del Guadarrama Oriental*. Madrid: Consejería de Política Territorial. Comunidad Autónoma de Madrid, 547 pp.
- SIMONOV, Y. (1985). *Análisis morfométrico* (en ruso). Lomonosov, Moscú. Universidad Estatal de Moscú.
- VEGAS MARTÍNEZ, R. (2006). Modelo tectónico de formación de los relieves montañosos y las cuencas de sedimentación terciarias del interior de la Península Ibérica. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Geol)*. 101(1-4), 31-40.

DISEÑO DE CORREDOR BIOLÓGICO PARA EL YAGUARETÉ (PANTHERA ONCA) EN LA RESERVA DE BIOSFERA DEL CHACO, PARAGUAY

BIOLOGICAL CORRIDOR DESIGN FOR THE YAGUARETÉ (PANTHERA ONCA) IN THE CHACO BIOSPHERE RESERVE, PARAGUAY

Monserrat Garcia-Calabrese¹, Diana Paiva Galeano², Víctor Fariña Gonzales³, Griselda Zarate-Betzel⁴

¹ Universidad Nacional de Asunción. Facultad de Ingeniería. monserrattgarcia-calabrese@gmail.com, 0000-0003-4706-2914.

² Universidad Nacional de Asunción. Facultad de Ingeniería. dpaiva@fiuna.edu.py, 0000-0002-4140-4744

³ Universidad Nacional de Asunción. Facultad de Ingeniería. vmfg95@gmail.co, 0000-0002-5890-6222

⁴ Universidad Nacional de Asunción. Facultad de Ciencias exactas y naturales. grisel.zb@gmail.com, 0000-0002-7982-1930.

Resumen

El Gran Chaco Americano, rico en endemismo, constituye una de las ecorregiones más grandes de Sudamérica, ocupando el segundo lugar después de la Amazonía. Actualmente el Chaco Paraguayo sufre un acelerado cambio de uso de la tierra, debido al desarrollo de actividades productivas. La conservación de esta ecorregión depende del desarrollo de estrategias como la implementación de corredores biológicos que permitan vincular remanentes de ecosistemas naturales, incluidas áreas protegidas. Esta iniciativa favorecería la interrelación entre organismos en peligro de extinción como el yaguararé (*Panthera onca*). El objetivo principal de la investigación ha sido diseñar un corredor biológico para el yaguararé (*Panthera onca*) en la Reserva de Biosfera del Chaco, en tanto los objetivos específicos consisten en, evaluar el cambio de cobertura de la tierra 2000 – 2019 en el Chaco y en la Reserva de Biosfera, analizar las áreas silvestres protegidas a conectar y proponer un corredor biológico dentro del área de estudio. Las variables consideradas fueron la cobertura boscosa, la distancia a vías de comunicación, la distancia a cursos hídricos, la distancia a viviendas, la pendiente y el registro de la especie. Una de las problemáticas detectadas fue la ausencia de áreas protegidas en el centro y sur del territorio, en donde el yaguararé no cuenta con un ecosistema adecuado para su movilización. El corredor biológico propuesto representa el camino más corto entre las áreas protegidas definidas, que facilitará el flujo genético entre las ecorregiones (Chaco seco, Pantanal y Cerrado) y la conservación de la biodiversidad.

Palabras clave: Corredor biológico, Gran Chaco Americano, Reserva de Biosfera del Chaco, *Panthera Onca*, Sistemas de Información Geográfica.

Abstract

The Gran Chaco Americano, rich in endemism, constitutes one of the largest ecoregions in South America, ranking second after the Amazon. Currently, the Paraguayan Chaco is undergoing an accelerated change in land use, due to the fact that the development of productive. The conservation of this ecoregion depends on the development of strategies such as the implementation of biological corridors that allow linking remnants of natural ecosystems, including protected areas. This initiative would favor the interrelation between endangered organisms such as the jaguar (*Panthera onca*). The main objective of the research has been to design a biological corridor for the jaguar (*Panthera onca*) in the Chaco Biosphere Reserve, while the specific objectives were to determine the protected wild areas to connect, identify the landscape variables and propose the biological corridor within the study area. The variables considered were the forest cover, the distance to communication routes, the distance to water courses, the distance to houses, the slope and the registration of the species. One of the problems detected was the absence of protected areas in the center and south of the territory, where the jaguar does not have an adequate ecosystem for its mobilization. The proposed biological corridor represents the shortest path between the defined protected areas, it will facilitate the genetic flow between the ecoregions (Dry Chaco, Pantanal and Cerrado) and the conservation of biodiversity.

Keywords: Biological corridor, Great American Chaco, Chaco Biosphere Reserve, *Panthera Onca*, Geographic Information Systems.

1. INTRODUCCIÓN

Los bosques secos de América Latina se encuentran entre las fronteras de deforestación más dinámicas del mundo y son importantes reservorios de carbono y biodiversidad (Baumann *et al.* 2017). El Gran Chaco Americano, rico en endemismo, constituye una de las ecorregiones más grandes de Sudamérica, ocupando el segundo lugar después de la Amazonía (Secretaría del Ambiente, Wildlife Conservation Society Paraguay, & Itaipu Binacional, 2016). La porción paraguaya de la ecorregión del Chaco, que cubre el 60 % del territorio nacional, representa aproximadamente un tercio del Gran Chaco existente, convirtiéndose en un área de alta prioridad para la conservación de grandes mamíferos, como es el caso de *P. onca*. (Secretaría del Ambiente *et al.*, 2016; Cartes *et al.*, 2015).

El Gran Chaco es una de las mayores Unidades de Conservación de Jaguares identificada en el 2006. La *P. onca* es una especie “paraguas” debido a que necesita gran extensión de tierra para moverse (Cartes *et al.* 2015 y Rumiz *et al.* 2012). Estos felinos se caracterizan por ser carnívoros solitarios que se desplazan largas distancias, por lo cual la calidad y la conectividad de la matriz del hábitat es un factor clave para su conservación (Giordano, 2015).

Los fuertes cambios de uso de suelo por los que atraviesa el chaco paraguayo, al reemplazar sus bosques por campos de pastura implantada para el uso ganadero, constituye una de las principales amenazas para la especie, debido a que ocasionan la

pérdida y fragmentación del hábitat (Secretaría del Ambiente *et al.*, 2016). La cacería representa otra amenaza directa, tanto por el comercio ilegal como por el conflicto entre los productores ganaderos con el yaguareté, y el agotamiento de sus presas (Anne-Sophie Bertrand *et al.*, 2012).

Una de las estrategias para la conservación de ecosistemas amenazados por los cambios de uso de suelo constituye los corredores biológicos. Estos disminuyen las consecuencias de la fragmentación de los hábitats, ya que permiten diseñar áreas que facilitan la dispersión de las especies para garantizar su viabilidad a largo plazo (Arano y De-Egea, 2013).

El objetivo principal de la investigación ha sido diseñar un corredor biológico para *P. onca* en la Reserva de Biosfera del Chaco. En tanto los objetivos específicos consisten en evaluar el cambio de cobertura de la tierra durante el periodo comprendido entre los años 2000 – 2019 en el Chaco y en la Reserva de Biosfera, analizar las áreas silvestres protegidas a conectar y proponer el corredor biológico dentro del área de estudio.

2. METODOLOGÍA DE ESTUDIO

El área de estudio comprende la Reserva de Biosfera ubicada al Norte del Chaco Paraguayo (Figura 1). En el Decreto del Poder Ejecutivo N° 13 202, de creación de la Reserva de Biosfera del Chaco se establece una superficie de 4 707 250 hectáreas, sin embargo, en la Resolución N° 1281 del 2011 se amplía dicha superficie, se establecen los rumbos y distancias, pero no se estipula la superficie total. Mediante la construcción del polígono con los datos recogidos de la Resolución, se estima que la Reserva de la Biosfera cuenta con una superficie 7 378 914 hectáreas aprox. De acuerdo con el mapa del SINASIP 2007, la reserva de Biosfera cuenta con una superficie de 7 200 000 (SEAM 2007).

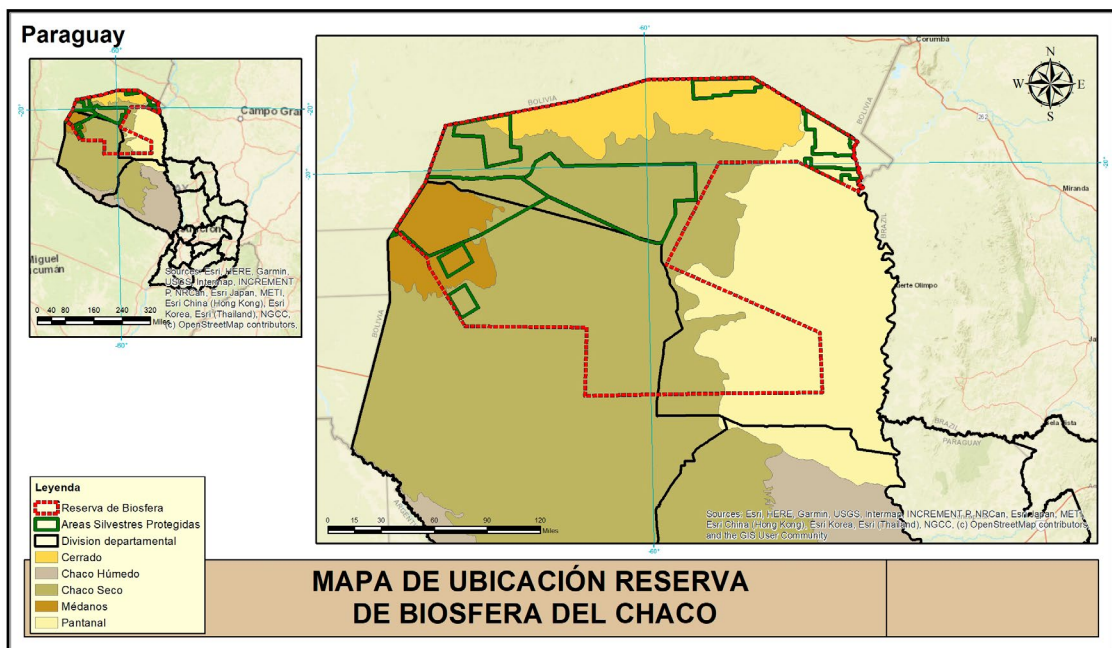
Cartes (2015) señala que “el Chaco Paraguayo está compuesto por cinco ecorregiones distintivas: el Pantanal al este, como una gran planicie de suelos bajos inundables, de sabanas herbáceas y de palmares; el Cerrado Chaqueño al norte, como un suelo arenoso ondulado cubierto por sabanas arboladas; el Chaco Seco al centro y oeste, formado por una planicie aluvial cubierta de un bosque denso mesoxerófito que paulatinamente va convirtiéndose en un matorral espinoso en su porción más árida. En el extremo occidental se hallan los Médanos del Chaco, una zona de dunas vegetadas con bosque mesoxerófito chaqueño de quebracho blanco y matorrales. Y en el sur y este se encuentra el Chaco Húmedo, una extensa región de palmares y bosques de quebracho colorado”.

La investigación se dividió en tres etapas. Primeramente, se analiza la cobertura boscosa del Chaco Paraguayo, con los datos obtenidos de la página de Global Forest Watch que comprenden análisis de series de tiempo de imágenes satelitales Landsat 5 y Landsat 8 para la caracterización de la extensión y el cambio del bosque global desde el año 2000 al 2019. (Hansen *et al.*, 2013). Estos datos son cortados, procesados y analizados con el software Arc. Gis. Se crearon mapas de cobertura de las categorías de Vegetación (Bosques Hidrófilos, Bosque secos, sabanas arbustivas, etc.) y Sin Vegetación (Zonas urbanas, humedales, Uso agropecuario, etc.) para el Chaco Paraguayo y la Reserva de Biosfera.

En la segunda etapa se analizaron las áreas silvestres protegidas. Se calcularon algunas métricas junto con la conectividad funcional de los parches para la distribución de *P. onca*. Se utilizó la herramienta Patch analyst de Arc. Gis y Conefor. Aquellos parches (Áreas silvestres protegidas de dominio público) con excelente conectividad funcional y área núcleo fueron establecidos como prioridad en la propuesta del corredor biológico.

La tercera etapa consiste en identificar las variables del paisaje, las cuales tienen influencia en la calidad, ubicación y permeabilidad del hábitat para el yagareté. Entre las variables utilizadas en este estudio se cita a la cobertura boscosa, distancia a vías de comunicación, distancia a cursos hídricos, distancia a viviendas, distancia a puntos de avistamiento del yagareté y pendiente del área de estudio. Con dichas variables estandarizadas se construye el mapa de resistencia. Dicho mapa fue utilizado junto con los polígonos de parches rankeados (de acuerdo a su prioridad) como insumo para la generación del corredor biológico con la caja de herramienta de Linkage mapper de Arc. Gis.

Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio.



Fuente: Elaboración propia.

Los datos de viviendas, vías y cursos hídricos corresponden al Censo de Población del 2012. El modelo digital de elevación ASTER fue descargado de la web Earth Explorer con una resolución de 30 metros. Se utilizaron los datos del Plan de manejo de la *Panthera onca* 2017–2027, los mapas fueron digitalizados. Los puntos de registro datan del 2006 – 2016 y fueron obtenidos mediante la utilización de cámaras trampa, esta información fue recolectada en diversos talleres en donde expertos han aportado información sobre la presencia del yagareté en la zona (SEAM *et al.* 2016).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Cambio de cobertura boscosa en el Chaco Paraguayo y en la Reserva de Biosfera 2000 – 2019.

Se constató que el Chaco Paraguayo ha sufrido una pérdida del 20 % de sus ecosistemas naturales en un periodo de diecinueve años. Durante el año 2000, la superficie con vegetación cubría el 83 %, en tanto la superficie sin vegetación ocupaba el 17 %. Dicha situación fue modificada por un fuerte cambio de uso de la tierra. En el 2019 se observó un 63 % de superficie con vegetación, mientras que las zonas sin vegetación aumentaron hasta ocupar el 37 % (Tabla 1). La presión o avance de la frontera agropecuaria se observa desde el centro avanzando hacia los extremos, siendo la zona de Loma Plata el epicentro de los cambios constatados (Figura 2).

García-Calabrese *et al.* (2017) y Caldas *et al.* (2013) mencionan que la principal causa del cambio de uso de la tierra del Departamento de Alto Paraguay y Chaco Paraguayo es la ganadería debido a la aptitud del suelo, clima y demás factores que favorecen a esta actividad sobre otras. Según Baumann *et al.* (2017), la deforestación en el Chaco se duplicó entre el 2001 y 2012 (~ 29.000 km²) en comparación con 1987-2000 (~ 14.000 km²), debido a los efectos de fuga de la prohibición de deforestación en los bosques atlánticos paraguayos en 2004.

Tabla 1. Cambio de uso de la tierra en el Chaco Paraguayo y la Reserva de Biosfera 2000 - 2019

Año	Categoría	Chaco Paraguayo	Reserva de Biosfera
2000	Con vegetación	83 %	94 %
	Sin vegetación	17 %	6 %
2019	Con vege		
	Sin vege		

Fuente: Adapta

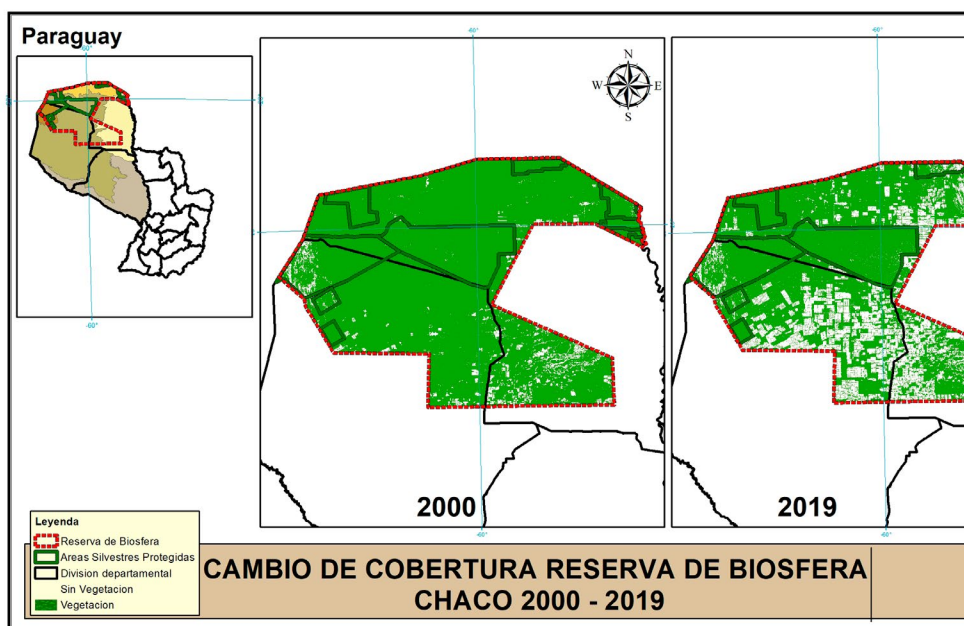
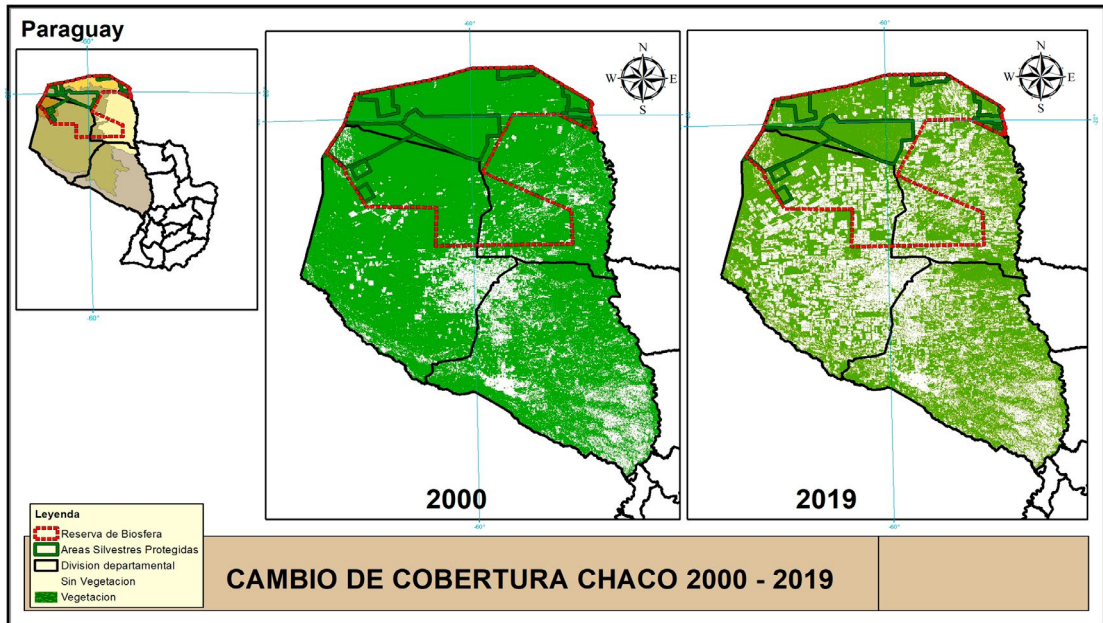


Figura 2. Cambio de cobertura del Chaco Paraguayo 2000 - 2019

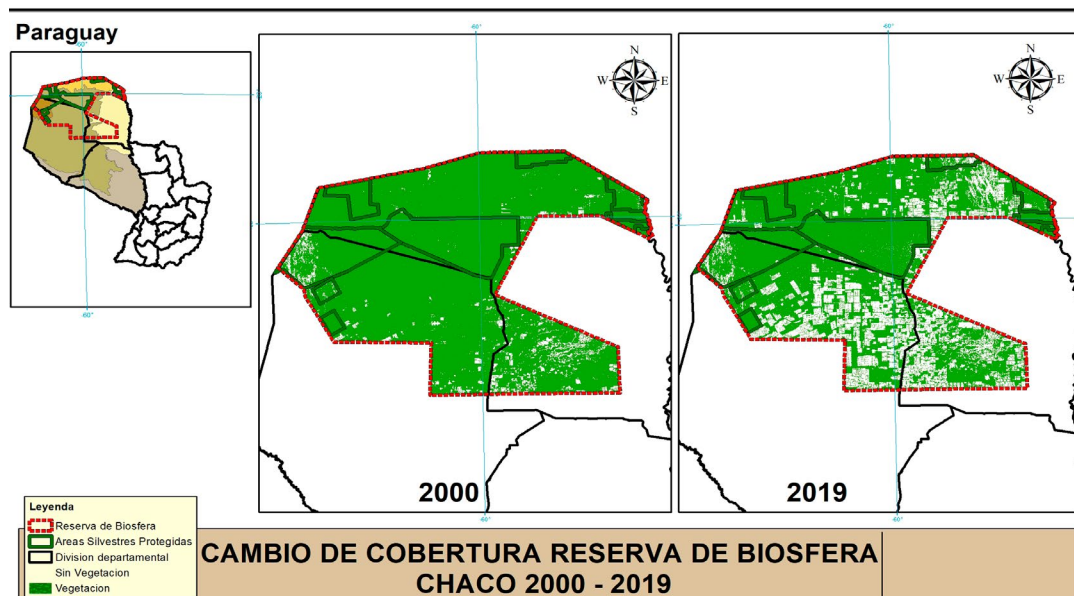


Fuente: Adaptado de Hansen *et al.* (2013). Elaboración propia.

La reserva de la biosfera no escapa de la dinámica observada en el Chaco Paraguayo. Se constata una pérdida del 22 % de cobertura vegetal en diecinueve años, en el año 2000 la superficie con vegetación ocupaba el 94 %, disminuyendo al 72 % en el 2019. La presión se observa desde el sur del área de estudio progresando hacia el Norte (Figura 3).

Las zonas con bosques remanentes representativas de ecosistemas nativos son las Áreas silvestres protegidas, resulta importante mencionar que al Norte aún se conservan zonas con cobertura boscosa no protegida, sin embargo, se constata un inicio de fragmentación de dichos remanentes.

Figura 2. Cambio de cobertura del Chaco Paraguayo 2000 - 2019



Fuente: Adaptado de Hansen *et al.* (2013). Elaboración propia.

2. ÁREAS SILVESTRES PROTEGIDAS DE LA RESERVA DE BIOSFERA DEL CHACO PARAGUAYO.

Dentro de los límites de la Reserva de Biosfera del Chaco se establecieron seis áreas núcleo, las cuales corresponden a Áreas Silvestres Protegidas bajo dominio público, algunas de tamaño importante y otras más pequeñas, también se cuenta con una séptima área que se encuentra bajo dominio privado o indígena (Tabla 2).

Tabla 2. Áreas Núcleos de la Reserva de la Biosfera del Chaco

Áreas Silvestres Protegidas	SINASIP Superficie (km ²)	Ultimo Decreto Superficie (km ²)
Parque Nacional Defensores del Chaco	7200	7207,23
Parque Nacional Teniente Agripino Enciso	400	400
Monumento Natural Cerro Chovoreca	1009,54	1009,53
Parque Nacional Río Negro	1237,86	1237,86
Parque Nacional Médanos del Chaco	5142,33	5142,33
Reserva Natural Cerro Cabrera - Timané	1258,23	5025,20
Reserva Natural Ñu Guazu - Chaco	500	500

Fuente: Adaptado de Avila, I. (2015).

Las áreas silvestres protegidas incluidas en la Reserva de Biosfera del Chaco actualmente se encuentran amenazadas. Si bien el paisaje aún muestra formaciones naturales continuas, se registra que la cobertura vegetal va transformándose en un paisaje fragmentado.

La fragmentación es un proceso clave para entender cómo las dinámicas de ocupación del suelo intervienen en la calidad de los bosques (Granados *et al.* 2014). Se han analizado variadas métricas del paisaje para cada Área Silvestre Protegida (ASP) (Tabla 2), la métrica de área núcleo se refiere a la superficie intacta interior del parche sin efecto de borde, para definir el borde se utilizó una distancia de 500 metros (Haddad *et al.* 2015). El Defensores del Chaco y el Médanos del Chaco son los que poseen mejor área núcleo por su gran tamaño mientras que la Reserva Natural Ñu Guazu – Chaco, el Parque Nacional Teniente Agripino Enciso y el Parque Nacional Río Negro presentan un área núcleo menor, resultado relacionado a su tamaño. (Figura 3).

Se ha demostrado que la forma de los parches influye en el movimiento de mamíferos, cuya complejidad es medida a través del índice de forma (McGarigal y Marks 1995). El mismo aumenta cuando los parches poseen formas irregulares, y en consecuencia se incrementa el efecto del borde. En formas circulares y cuadradas el índice de forma es menor. El Parque Nacional Río Negro presenta una forma más irregular en donde el efecto de borde es mayor, mientras que el Parque Nacional Médanos del Chaco, la Reserva Natural Ñu Guazu – Chaco y el Parque Nacional Teniente Agripino Enciso presentan formas más simples en las cuales el efecto de borde es menor, por tanto, el área intacta sin presión antrópica es mayor.

Tabla 2. Métricas del paisaje de las Áreas silvestres protegidas de la Reserva de Biosfera del Chaco

	ASP	Métricas del Paisaje		
		Core Área (km ²)	Índice de forma	Índice de probabilidad de conectividad
1	Parque Nacional Defensores del Chaco	7029,15	1,350	73,08
2	Parque Nacional Médanos del Chaco	5759,09	1,268	68,23
3	Reserva Natural Cerro Cabrera – Timané	1394,79	1,443	12,41
4	Parque Nacional Río Negro	914,95	1,474	0,90
5	Monumento Natural Cerro Chovoreca	766,81	1,504	1,25
6	Reserva Natural Ñu Guazu – Chaco	454,13	1,143	7,45
7	Parque Nacional Teniente Agripino Enciso	390,74	1,138	2,79
8	Parque Nacional Río Negro	301,75	2,107	0,35

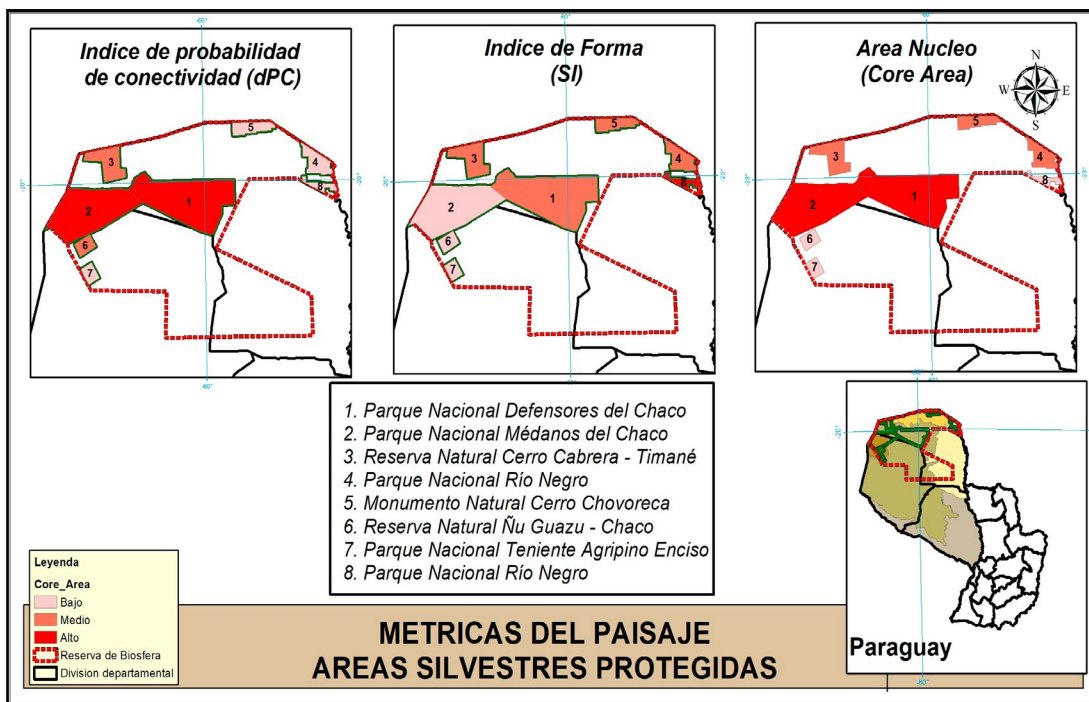
Fuente: Elaboración propia.

La pérdida de conectividad es una gran amenaza para la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de las funciones ecológicas. Existe un amplio consenso sobre el análisis de la conectividad desde una perspectiva funcional, analizando los requerimientos específicos de dispersión de las especies además de la estructura física del medio. (Saura y Pascual-Hortal 2007, y Pascual-Hortal y Saura 2006).

El extremo norte del Chaco paraguayo es reconocido por contener una elevada diversidad de especies de mamíferos, (Cartes *et al.*, 2015). Existen registros de observaciones de yaguareté en las áreas protegidas pertenecientes a la Reserva de Biosfera del Chaco (Giordano, 2015). Desde aquí, el yaguareté se extiende hacia el sur por bosques de galería del Río Paraguay y regiones adyacentes del Gran Chaco, a través de Fuerte Olimpo (Secretaría del Ambiente *et al.*, 2016).

McBride, R. & Thompson, (2018), estimaron el área de distribución y el tamaño del área del núcleo para *P. onca* en el oeste de Paraguay, el tamaño medio del área de distribución fue de 818 km² en el Chaco Seco y de 237 km² en el Chaco Húmedo y Pantanal. La misma especie presenta un área de distribución más pequeña en la Región Oriental del Paraguay alcanzando 160 km², (McBride, R. & Thompson 2018). Las grandes áreas de distribución de los jaguares en el oeste de Paraguay y la baja proporción de áreas protegidas en la región muestran la importancia de los establecimientos privados para la conservación a largo plazo de la especie (McBride, R. & Thompson, (2018). Los establecimientos ganaderos tienen el potencial de mantener parte sustancial de la fauna chaqueña nativa al conservar la cobertura forestal, principalmente la vinculada a reservorios de agua (Weiler *et al.*, 2020).

Figura 3. Métricas del paisaje de Áreas Silvestres Protegidas (ASP)



Fuente: Elaboración propia.

El índice de probabilidad de conectividad junto con las fracciones que lo componen fue evaluado considerando el área de distribución de 818 km² de la especie, siendo la distancia o radio de análisis 16 136 metros. Teniendo en cuenta las necesidades específicas de *P. onca*, se destaca que el Parque Nacional Defensores del Chaco y el Parque Nacional Médanos del Chaco poseen el mayor índice de probabilidad de conectividad, debido a que son parches de gran superficie y se encuentran juntos. En cambio, la Reserva Natural Cerro Cabrera – Timané y el Parque Nacional Río Negro se encuentran muy alejados del bloque Oeste y la conectividad es muy baja (Figura 3).

La probabilidad de conectividad (dPC) es una métrica de disponibilidad de hábitat basada en gráficos que cuantifican la conectividad funcional. A su vez dicha métrica puede dividirse en tres fracciones distintas considerando las formas en que un determinado elemento del paisaje puede contribuir a la conectividad y disponibilidad del hábitat. La fracción dPCflux mide la conectividad entre parches en términos de cantidad de flujo, mientras que la fracción dPCconnector identifica qué tan importante es ese parche para mantener la conectividad entre el resto de los parches. Por otra parte, la fracción dPCintra mide la contribución del parche en términos de conectividad intraparche en relación con el concepto de disponibilidad de hábitat, es decir, su superficie (Saura y Rubio 2010).

El Parque Nacional Médanos del Chaco presenta un buen índice de probabilidad de conectividad porque contribuye en las tres fracciones, ya que constituye una conexión entre el Parque Nacional Defensores del Chaco, el Parque Nacional Teniente Agripino Enciso y la Reserva Natural Ñu Guazu – Chaco. Además, presenta una buena disponibilidad de hábitat por su tamaño y también por su posición permitiendo el flujo entre las ASP (Figura 4 y Tabla 3).

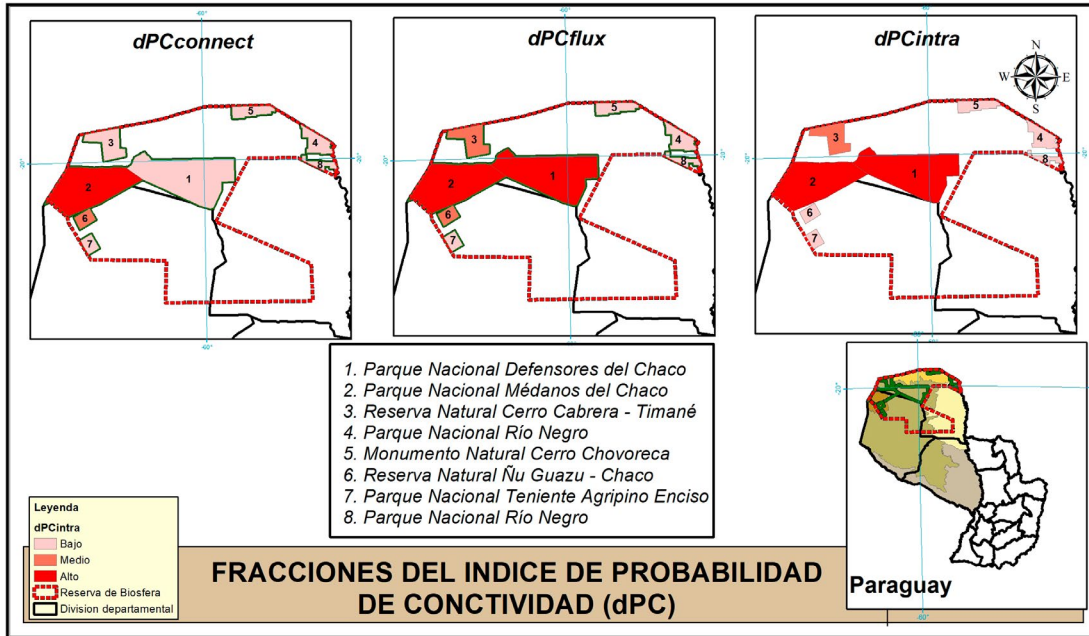
Tabla 3. Fracciones del Índice de probabilidad de conectividad de las Áreas silvestres protegidas de la Reserva de Biosfera del Chaco

	ASP	Fracciones del Índice de probabilidad de conectividad		
		dPCintra	dPCflux	dPCconnect
1	Parque Nacional Defensores del Chaco	23,43	49,13	0,52
2	Parque Nacional Médanos del Chaco	15,73	47,19	5,31
3	Reserva Natural Cerro Cabrera - Timané	0,92	11,48	0,00
4	Parque Nacional Río Negro	0,40	0,48	0,02
5	Monumento Natural Cerro Chovoreca	0,28	0,95	0,02
6	Reserva Natural Ñu Guazu - Chaco	0,10	5,78	1,57
7	Parque Nacional Teniente Agripino Enciso	0,07	2,72	0,00
8	Parque Nacional Río Negro	0,04	0,30	0,00

Fuente: Elaboración propia.

En cuanto al Parque Nacional Defensores del Chaco presenta una buena disponibilidad de hábitat, permite el flujo o movimiento por su conexión con el Parque Nacional Médanos del Chaco, pero no cumple la función de conector. En cambio, la Reserva Natural Cerro Cabrera – Timané y el Parque Nacional Río Negro se encuentran muy alejados, su disponibilidad de hábitat es baja, no constituyen parches conectores y el flujo se ve reducido.

Figura 4. Fracciones del Índice de probabilidad de conectividad



Fuente: Elaboración propia.

Se puede afirmar que en la Reserva de Biosfera las Áreas silvestres protegidas se encuentran divididas en dos bloques, el bloque Oeste conformado por El Parque Nacional Médanos del Chaco, el Parque Nacional Defensores del Chaco, la Reserva Natural Ñu Guazu – Chaco y el Parque Nacional Teniente Agripino Enciso formando una red de ASP bastante bien conectada, mientras que el bloque Este se encuentra conformado por la Reserva Natural Cerro Cabrera – Timané y el Parque Nacional Río Negro que presentan áreas de menor superficie que necesitan conectarse con el bloque Oeste. Actualmente existen remanentes boscosos en la zona que son utilizados por *P. onca*, sin embargo no se encuentran protegidos, y considerando el acelerado cambio de uso de tierra, es de suma importancia la creación de corredores biológicos para mantener la conexión entre dichos bloques. De igual manera, Cartes *et al.*, (2015) menciona que se encuentra fragmentada la conectividad entre las áreas protegidas, en especial, lo que respecta a la unión del bloque occidental como son Médanos del Chaco, Defensores del Chaco y Cabrera-Timane; con las demás áreas del bloque oriental como son el Chovoreca y Río Negro.

Por otra parte, se debe enfatizar la necesidad de la implementación real y efectiva de los parques nacionales, ya que en tres de ellos Cabrera-Timane, Chovoreca y Río Negro, casi no existen tierras aseguradas y adolecen de falencias en su proceso de creación. Un estudio realizado en el Chaco Central ya alertó de la posibilidad de perder cerca del 50 % de la biodiversidad, de mantenerse la tendencia de conversión de los hábitats a pasturas (Carlini *et al.*, 1999).

3. PROPUESTA DE CORREDOR BIOLÓGICO PARA LA RESERVA DE BIOSFERA DEL CHACO PARAGUAYO.

Lechner *et al.* (2016) mencionan que los cambios en el uso de la tierra modifican la extensión y la estructura de la vegetación nativa, lo que ha provocado la fragmentación del hábitat de las especies. Debido a la progresiva transformación de la tierra en el bajo Chaco de Presidente Hayes y Chaco seco y de transición de Boquerón (Caldas *et al.*, 2013) surge un impacto negativo a largo plazo y puede ser más pronunciado en poblaciones de yagaretés presentes. Registros en esta región sugieren que los yagaretés todavía están presentes en grandes áreas del Chaco húmedo e incluso en la relativa proximidad a los municipios cada vez más urbanizados de Filadelfia y Loma Plata (Secretaría del Ambiente *et al.*, 2016).

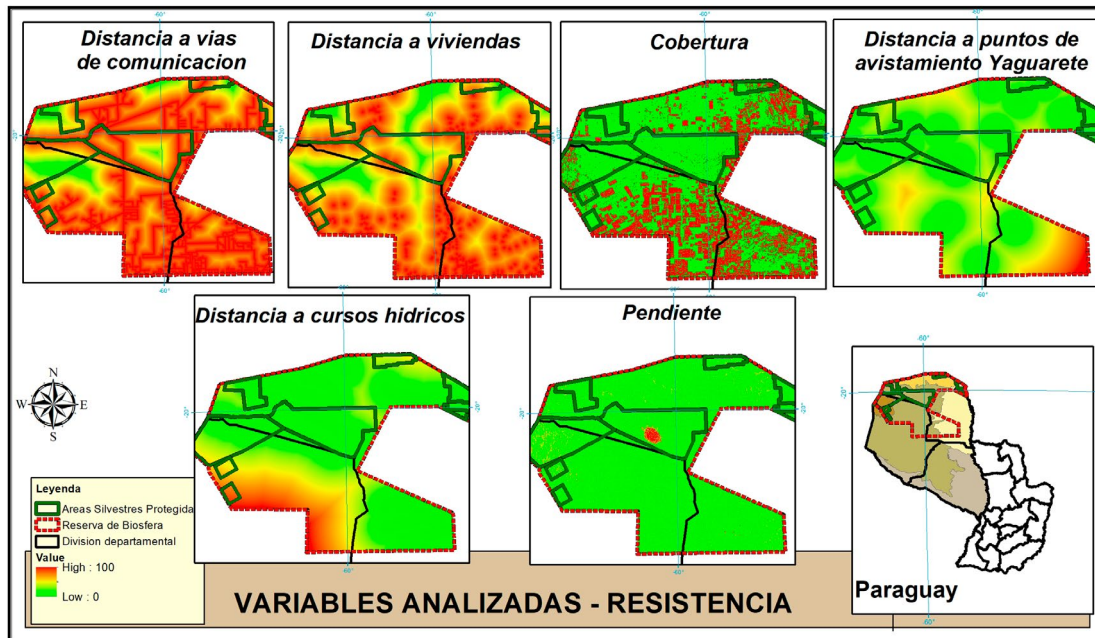
La vulnerabilidad de las formaciones vegetales del Chaco Paraguayo aumenta con el proceso de fragmentación, a lo que se suma una serie de factores también relacionados con el cambio climático que ocasionan mayor frecuencia de incendios, una menor resiliencia y homeostasis de las formaciones vegetales. Es imperativo que los paisajes forestales sean restaurados, a través de la implementación de corredores biológicos, para asegurar la continuidad de los bosques remanentes (Mereles y Rodas 2014).

En la construcción del corredor biológico se combinaron variables ambientales y socioeconómicas relacionadas, como la distancia a vías de comunicación, la distancia a viviendas, la distancia a puntos de avistamiento de la especie, la pendiente, la cobertura y la distancia a cursos hídricos (Figura 5).

Observaciones realizadas en el bajo Chaco sugieren que los yagaretés utilizan áreas a lo largo del río Pilcomayo (Giordano *et al.*, 2014). Los bosques de galería, podrían facilitar el movimiento de los yagaretés a lo largo de extensas porciones del río Paraguay y en la extensión de la frontera entre Paraguay y Brasil donde el río se une con el Pantanal (Cullen, 2006).

Cabe señalar que la mayor parte de los registros de la especie en el bajo Chaco fueron en tierras privadas, utilizadas para la producción agrícola. Esto se debe a que en la zona no se cuenta con grandes áreas silvestres protegidas, con la excepción del Parque Nacional Tinfunqué. Sin embargo, varios de estos registros pertenecen a reservas privadas, lo cual sugiere que las mismas cumplirían una función importante como parte de corredores biológicos. (Secretaría del Ambiente *et al.*, 2016).

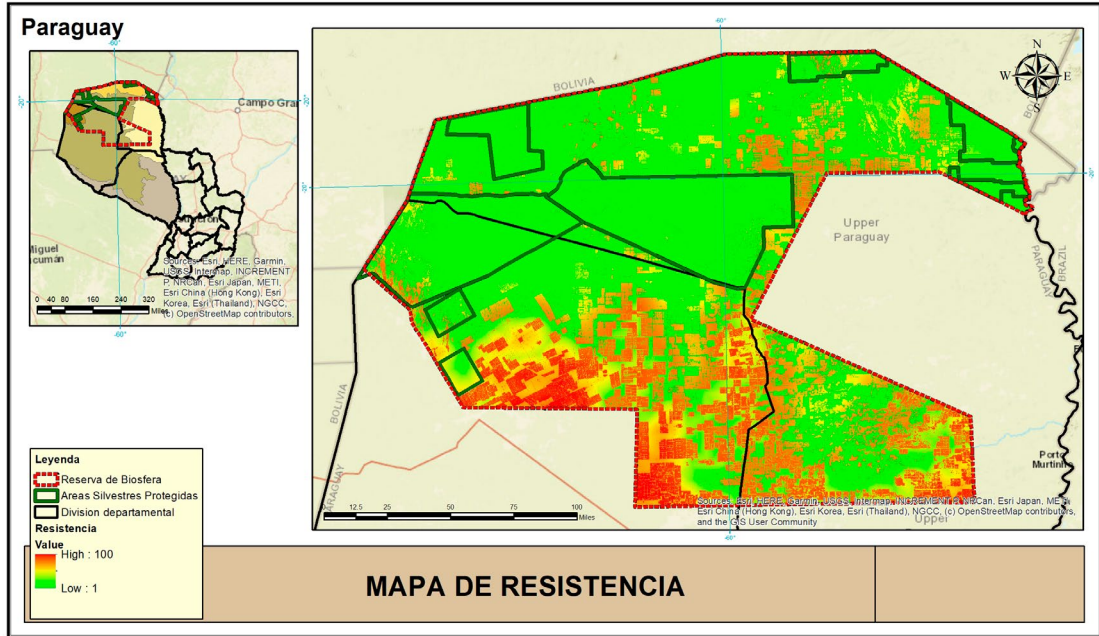
Figura 5. Fracciones del índice de probabilidad de conectividad



Fuente: Elaboración propia.

La resistencia al movimiento de la especie aumenta con la cercanía a zonas antrópicas entre las cuales se destacan las zonas urbanas, la presencia de vías de comunicación y las pendientes pronunciadas. Sin embargo, la resistencia disminuye, es decir, las condiciones favorecen a la dispersión de la especie con la cercanía a cauces hídricos, zonas con vegetación y puntos de avistamiento existente que indican que la especie se encuentra utilizando el área. El mapa resultante de la unión de dichas variables (Figura 6) indica que existe una mayor resistencia al movimiento de la especie al Sur de la Reserva de Biosfera disminuyendo hacia el Norte.

Figura 6. Mapa de resistencia al movimiento del Yaguareté

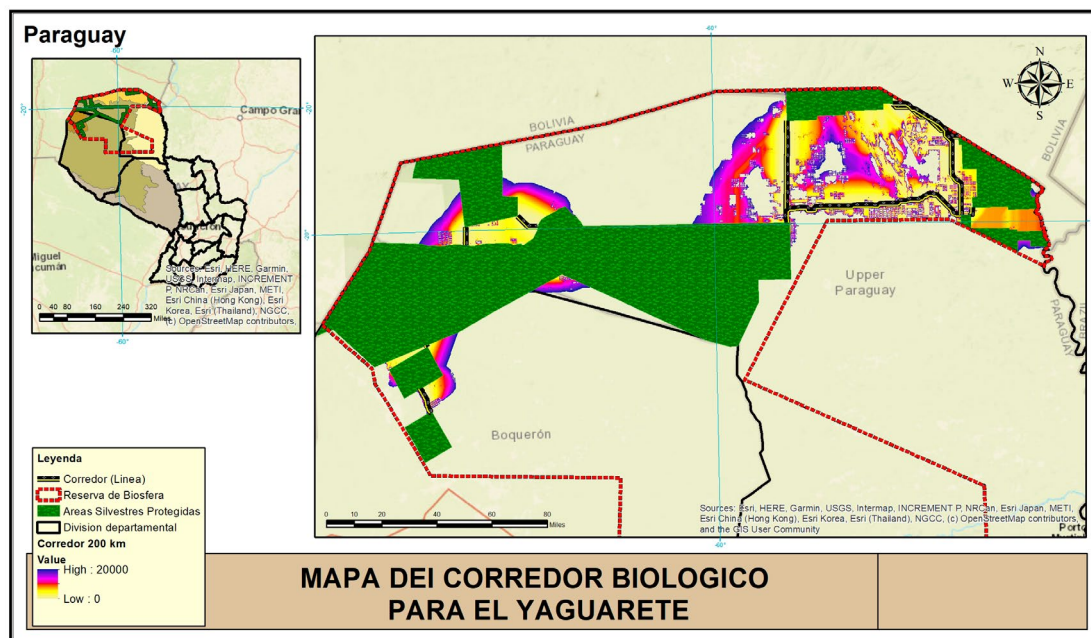


Fuente: Elaboración propia.

En la Figura 7 se pueden observar siete conexiones, constituidas por un corredor que presenta 20 km de ancho. El corredor biológico planteado promovería la conexión entre el bloque Este con el Bloque Oeste, e incluiría remanentes boscosos ubicados en el Norte de la Reserva de la Biósfera

La Ley Forestal 422/73 del Paraguay exige que los propietarios de tierras conserven intacto el 25% de sus bosques, lo que podría ser aprovechado con el fin de ubicar esas reservas forestales dentro del corredor propuesto. Además, es de suma importancia la creación de Áreas Silvestres protegidas al Norte para establecer una conexión con los remanentes boscosos del Brasil, lo cual favorecería el flujo genético entre poblaciones de *P. onca* del Chaco y el Pantanal brasileño adyacente (Giordano, 2015). La conservación de grandes las áreas forestales combinadas con el estricto cumplimiento de las prohibiciones de caza furtiva son aspectos clave para propiciar la conservación de la diversidad de mamíferos en los paisajes alterados por humanos en el Chaco (Weiler *et al.*, 2020).

Figura 7. Mapa del Corredor Biológico para el yaguareté (*Panthera Onca*)



Fuente: Elaboración propia.

4. CONCLUSIÓN

La tasa de deforestación, la fragilidad del manejo y administración de las áreas protegidas chaqueñas, así como la falta de conectividad entre las mismas representan las principales amenazas para las poblaciones del yaguareté, categorizada en Paraguay como una especie en peligro de extinción, por el Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Una de las problemáticas encontradas es la falta de áreas protegidas en el centro y sur del territorio, en donde el yaguareté no cuenta con áreas aseguradas para su movilización, por lo que utiliza solamente los bosques de galería que se encuentran a los márgenes del río Paraguay.

Se destaca la importancia de creación de corredores biológicos con el fin de asegurar la conexión en los bloques Este y Oeste de Áreas Silvestres protegidas. Actualmente el Norte de la Reserva de Biosfera aun presenta cobertura boscosa continua, que debe ser conservada, ya que en el caso de que desaparezca esta conexión, el bloque Este se vería completamente aislado.

El Parque Nacional Defensores del Chaco y el Parque Nacional Médanos del Chaco presentan altos índices de probabilidad de conectividad, y por su forma presentan menor efecto de borde en comparación con ASP del bloque Este, las cuales presentan menor disponibilidad de hábitat, mayor efecto de borde por su forma irregular, y la conectividad funcional para el yaguareté es menor.

Considerando que la mayor presencia de la especie se da dentro de Reserva de Biosfera del Chaco, se propone la unión de las áreas silvestres protegidas existen-

tes dentro de la reserva por medio de una red de corredores biológicos, teniendo en cuenta que aún se pueden paliar las discontinuidades causadas por la deforestación y actividades ganaderas características de la zona.

Entre las recomendaciones también se destaca la importancia de la creación de las estrategias de conservación que deberán ir acompañadas de la construcción de las alianzas con el sector privado. La reserva legal exigida por la ley forestal podría jugar un papel destacado, teniendo en cuenta la propuesta de corredores. Actualmente dichas reservas no son delimitadas siguiendo algún criterio estipulado, simplemente es decisión del propietario definir su ubicación. Es importante ubicar las reservas legales dentro del corredor propuesto para asegurar la conexión.

Se recomienda incluir mayor cantidad de variables que sean ponderadas por un panel de expertos y estén relacionadas con la dispersión de la especie. Mediante el análisis estadístico – espacial se deberá definir la importancia de la variable para construir finalmente el mapa de resistencia. Además, se recomienda incluir las áreas silvestres protegidas que fueron excluidas por su tamaño.

4. BIBLIOGRAFÍA

- ANNE-SOPHIE BERTRAND, PAVIOLO, A., CARADONNA, A., SCHIAFFINO, K., ANGELO, C. D., BULHER, C. & ZEMUNICH, V. (2012). Plano de acción para la conservación de la población de yaguareté (*Panthera onca*) del Corredor Verde de Misiones. DOI <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1176.3603>.
- ARANO, F., & DE EGEEA, J. (EDS.). (2013). Conjugando producción y conservación en el Chaco paraguayo. WCS -AVINA. Asunción, Paraguay. Wildlife Conservation Society. Retrieved from <https://paraguay.wcs.org/DesktopModules/Bring2mind/DMX/Download.aspx?EntryId=14036&PortalId=144&DownloadMethod=attachment>
- AVILA, I. (2015). Áreas Núcleo de la Reserva de la Biosfera del Chaco. *Revista de la Sociedad Científica del Paraguay*, 20(2). Retrieved from <https://www.researchgate.net>.
- BAUMANN, M., ISRAEL, C., PIQUER-RODRÍGUEZ, M., GAVIER-PIZARRO, G., VOLANTE, J. & KUEMMERLE, T. (2017). Deforestation and cattle expansion in the Paraguayan Chaco 1987–2012. *Reg Environ Change* 17, 1179–1191. DOI <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1109-5>.
- CALDAS, M. M., GOODIN, D., SHERWOOD, S., CAMPOS KRAUER, J. M. & WISELY, S. M. (2013). Land-cover change in the Paraguayan Chaco: 2000–2011. *Journal of Land Use Science*. DOI: 10.1080/1747423X.2013.807314.
- CARLINI, A. A., POVEDANO, H., GLAZ, D. & MARATEO, G. (1999). *Estudio de la biodiversidad en pasturas. Vertebrados en pasturas desmontadas con diferentes métodos*. Estación Experimental Chaco Central, Cruce de los Pioneros, Paraguay (pp. 59).
- CARTES, J. L., THOMPSON, J., & YANOSKY, A. (2015). El Chaco paraguayo como uno de los últimos refugios para los mamíferos amenazados del Cono Sur. *Paraguaria Nat.*, 3(2), 37–47. Retrieved from <https://www.researchgate.net/publication/288989177>.
- CULLEN, L. (2006). Jaguars as Landscape Detectives for the Conservation of Atlantic Forests in Brazil. Retrieved from http://www.carnivoreconservation.org/files/thesis/cullen_2006_phd.pdf
- DECRETO N° 13 202/2001, 21 DE MAYO, POR EL CUAL SE DECLARA LA RESERVA DE BIOSFERA DEL CHACO, LOCALIZADA EN EL DEPARTAMENTO DE ALTO PARAGUAY Y EL DEPARTAMENTO DE BOQUERÓN (2001). Retrieved from http://www.buscoley.com/pdfs/d_13202_2001.pdf

- GARCIA-CALABRESE, M., AMARILLA, S., RODAS & ECHEVERRIA, C. (2017). Análisis multitemporal del cambio de uso de la tierra en el Departamento de Alto Paraguay, Paraguay. *Investig. Agrar.*, vol.19, n.2, 93-100. ISSN 2305-0683. DOI <http://dx.doi.org/10.18004/investig.agrar.2017.diciembre.93-100>.
- GIORDANO, A. J., MUJICA CAMERONI, N., RAMIREZ, F. & NIELSEN, C. (2014). Recent records of the jaguar (*Panthera onca*) along the Paraguay-Argentina border: Implications for future transboundary surveys in the Chaco. *Cat News*, 60, 38-40. Retrieved from https://www.academia.edu/40514641/Recent_records_of_the_jaguar_Panthera_onca_along_the_Paraguay_Argentina_border_Implications_for_future_transboundary_surveys_in_the_Chaco.
- GIORDANO, A. J. (2015). Status, conservation, and population genetics of the jaguar (*Panthera onca*) in Paraguay and the Dry Gran Chaco (Thesis). Retrieved from <https://ttu-ir.tdl.org/handle/2346/62350>.
- GRANADOS, C., SERRANO GINÉ, D., & GARCÍA-ROMERO, A. (2014). Efecto de borde en la composición y en la estructura de los bosques templados. sierra de monte-alto, centro de México. *Caldasia*, 36(2), 269-287. DOI <https://doi.org/10.15446/caldasia.v36n2.47486>
- HADDAD, N. M., BRUDVIG, L. A., CLOBERT, J., DAVIES, K. F., GONZALEZ, A., HOLT, R. D., LOVEJOY, T. E., SEXTON, J. O., AUSTIN, M. P., COLLINS, C. D., COOK, W. M., DAMSCHEN, E. I., EWERS, R. M., FOSTER, B. L., JENKINS, C. N., KING, A. J., LAURANCE, W. F., LEVEY, D. J., MARGULES, C. R., MELBOURNE, B. A. & TOWNSHEND, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, 1(2), e1500052. Retrieved from <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- HANSEN, M.C., POTAPOV, P., MOORE, R., HANCHER, M., TURUBANOVA, S., TYUKAVINA, A., THAU, D., STEHMAN, S., GOETZ, S., LOVELAND, T., KOMMAREDDY, A., EGOROV, A., CHINI, L., JUSTICIA, C. & TOWNSHEND, J. 2013. MAPAS MUNDIALES DE ALTA RESOLUCIÓN DEL CAMBIO DE LA COBERTURA FORESTAL DEL SIGLO XXI. *SCIENCE* 342 (15 DE NOVIEMBRE): 850-53. Retrieved from <http://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest> .
- LECHNER, A.M., SPROD, D., CARTER, O. & LEFROY, E. (2017). Characterising landscape connectivity for conservation planning using a dispersal guild approach. *Landscape Ecol* 32, 99-113. DOI <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0431-5>
- LEY RESOLUCIÓN N° 422/73, 23 DE NOVIEMBRE, FORESTAL (1973). Retrieved from <https://www.bacn.gov.py/leyes-paraguayas/2370/ley-n-422-forestal>
- MCBRIDE, R. & THOMPSON, J. (2018). Space use and movement of jaguar (*Panthera onca*) in western Paraguay. *Mammalia*, 82(6), 540-549. DOI <https://doi.org/10.1515/mammalia-2017-0040>
- MCBRIDE, R. & THOMPSON, J. (2019). Spatial ecology of Paraguay's last remaining Atlantic forest Jaguars (*Panthera onca*): implications for their long-term survival. *Biodiversity*, 20: 1, 20-26. DOI <https://doi.org/10.1080/14888386.2019.1590237>.
- MCGARIGAL, K. & MARKS, B. J. (1995). FRAGSTATS: programa de análisis de patrones espaciales para cuantificar la estructura del paisaje. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: Departamento de Agricultura de EE. UU., Servicio Forestal, Estación de Investigación del Noroeste del Pacífico. (pp 122)
- MERELES, MF, RODAS, O. (2014). Evaluación de tasas de clases de deforestación en el Chaco paraguayo (Gran Chaco Sudamericano) con comentarios sobre la vulnerabilidad de fragmentos de bosques al cambio climático. *Cambio climático* 127, 55-71. DOI <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1256-3>
- PASCUAL-HORTAL, L. & SAURA, S. (2006). Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, 21 (7): 959-967. Retrieved from http://www.conefor.org/files/usuarios/PascualHortal_and_Saura_2006.pdf

- RESOLUCIÓN N° 1 281/2011, 29 DE JUNIO, POR EL CUAL SE AMPLÍA LA SUPERFICIE DE LA RESERVA DE BIOSFERA DEL CHACO (2011). Retrieved from http://mades.gov.py/sites/default/files/resolucion1281_11.pdf
- SAURA, S. & RUBIO, L. (2010). A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* 33: 523–537 Retrieved from http://www.conefor.org/files/usuarios/Saura_and_Rubio_2010.pdf
- SECRETARÍA DEL AMBIENTE. (2007). *Informe Nacional de Areas Silvestres Protegidas del Paraguay*. Secretaria del Ambiente. (pp 84).
- SECRETARÍA DEL AMBIENTE, WILDLIFE CONSERVATION SOCIETY PARAGUAY, & ITAIPU BINACIONAL. (2016). Plan de Manejo de la *Panthera onca*, Paraguay 2017–2026. (1). Retrieved from <https://paraguay.wcs.org/portals/144/plan%20de%20manejo%20panthera%20onca%202017-2027%20-%20paraguay.pdf>.
- SAURA, S. Y L. PASCUAL–HORTAL. (2007). A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83 (2–3): 91–103. DOI <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005>
- WEILER, A., NÚÑEZ, K., & SILLA, F. (2020). Forest matters: Use of water reservoirs by mammal communities in cattle ranch landscapes in the Paraguayan Dry Chaco. *Global Ecology and Conservation*, 23, e01103. DOI <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01103>

CARACTERIZACIÓN DE UN ÁREA DE PINAR DE LA SIERRA DE SALINAS (ALICANTE, ESPAÑA) MEDIANTE EL MÉTODO DE INVENTARIO DE FANERÓFITOS Y CAMÉFITOS

CHARACTERIZATION OF AN AREA OF PINE FOREST OF THE SIERRA DE SALINAS (ALICANTE, SPAIN) THROUGH THE INVENTORY METHOD OF PHANEROPHYTES AND CAMEPHYTES

Ana María Merenciano González¹, María Ascensión Padilla Blanco¹

¹ Grupo de investigación MEDSPAI (Departamento Análisis Geográfico Regional y Geografía Física, Instituto CIBIO, Universidad de Alicante) ammg24@alu.ua.es <https://orcid.org/0000-0001-8360-3074>, ma.padilla@ua.es <http://orcid.org/0000-0001-9420-9136>

Resumen

En el presente trabajo se lleva a cabo la caracterización y comparativa de pinares de repoblación (*Pinus halepensis*) con diferentes fechas y técnicas de plantación, en la Sierra de Salinas (Alicante, Comunidad Valenciana, España). Los objetivos son proceder a la caracterización florística del pinar, así como conocer las dinámicas de regeneración de la vegetación autóctona de la sierra en diferentes áreas de pinar de repoblación tratando de constatar cómo afecta la técnica empleada a la futura regeneración de la vegetación autóctona. Se ha usado el Método de Inventario de Fanerófitos y Caméfitas (MIFC) del Doctor Rafael Cámara Artigas, de la Universidad de Sevilla, apoyado con inventario florístico y pirámides de vegetación. Los resultados muestran una diferente recuperación del carrascal potencial según la edad de la plantación y la necesidad de una gestión eficaz.

Palabras clave: *Pinus halepensis*, *Quercus ilex*, dinámicas de vegetación, vegetación potencial, reforestación.

Abstract

This work consists of a characterization of *Pinus halepensis* forests with different dates and planting techniques. This inventory was carried out in Sierra de Salinas, Alicante. The objectives consists in characterizing the plant formations of *Pinus halepensis*, to better understand the regeneration dynamics of the local vegetation on these mountains, and to analyze how the different reforestation techniques could affect the regeneration dynamics of native vegetation. We are using Rafael Cámara Artigas's Method of Inventory of Phanerophytes and Camephytes, supplemented by a floristic inventory and vegetation pyramids. The results show a different recovery of the potential holm oak depending on the age of the plantation and the need for effective management.

Key words: *Pinus halepensis*, *Quercus ilex*, vegetation dynamics, potential vegetation, reforestation.

1. INTRODUCCIÓN

La Sierra de Salinas tiene una disposición longitudinal SO-NE, característica de las alineaciones montañosas béticas, de unos 17 km y una anchura máxima de 5 km. Su culminación es el cerro de La Capilla de 1238 m. Ubicada en el extremo noroccidental de la provincia de Alicante, se extiende hacia el oeste por la región de Murcia (Figura 1). Por tanto, como todos los relieves compartimentados administrativamente, está gestionada por diferentes criterios conservacionistas y ritmos burocráticos que explican la carencia de homogeneidad en su declaración como espacio protegido. En la actualidad, no hay ninguna figura de protección salvo su inclusión en la Red Natura 2000.

Figura 1. Localización de la Sierra de Salinas



Fte: Elaboración propia.

El macizo prebético interno, constituido fundamentalmente por calizas y dolomías cretácicas, forma parte de la alineación Carche-Serral-Salinas. La litología calcárea determina un predominio de litosoles y regosoles en las zonas de mayor pendiente; mientras que en las de menor, se desarrolla algo de suelo (rendsinas). Solo en las superficies de glacis que rodean a la sierra y en la pequeña depresión ocupada por la Colonia Agrícola de Salinas podemos definir luvisoles. Por tanto, son territorios con una tendencia claramente forestal, con potencialidad de uso limitada por unas precipitaciones escasas –entorno a los 400 mm anuales–, nevadas caracterizadas por la escasa duración de la nieve, y una clara continentalidad térmica con presencia de heladas.

Las condiciones litológicas y climáticas de la Sierra de Salinas favorecen el desarrollo de un bosque mixto mediterráneo característico del piso mesomediterráneo: carrascal (*Quercus ilex subsp. rotundifolia*) con quejigo (*Quercus faginea*), madroño (*Arbutus unedo*) y serbal (*Sorbus aria*). Sin embargo, su intenso aprovechamiento forestal a lo largo de la historia para la obtención de madera y resina, determinó la profusión

y dominio del pinar que se ha perpetuado hasta la actualidad, sobre todo del pino carrasco (*Pinus halepensis*). El rápido crecimiento de esta especie arbórea permitía una elevada rentabilidad frente a las quercíneas.

Únicamente en los barrancos de paredes angostas en las laderas septentrionales, que generan microambientes umbrosos y húmedos, podemos encontrar especies de la vegetación potencial: quejigo (*Quercus faginea*), la jara de hoja de laurel (*Cistus laurifolius*), el durillo (*Viburnum tinus*), el madroño (*Arbutus unedo*) y boj (*Buxus sempervirens*). En las zonas edáficamente pobres y/o cacuminales de la Sierra de Salinas del sector murciano, hay especies consideradas por la *Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente de Murcia* de interés como *Genista pumila*, *Saxifraga corsica subsp. cossoniana*, vulnerables como *Micromeria fruticosa*, *Teucrium franchetianum*, *T. libanitis* y *T. rivas-martinezii*.

Pese a esta riqueza florística y vegetal, la sierra no tiene ninguna figura de protección, salvo que es considerada Lugar de Interés Comunitario (LIC) en las dos CC.AA. En la Región de Murcia se inició el trámite para su declaración como Paisaje Protegido. En 2002, se aprobó inicialmente el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales o PORN (BORM nº 160, de 12.07.02) y en 2005 se estableció un periodo de información pública para su aprobación definitiva (BORM nº 130, de 08.06.05). En la actualidad, está registrada como “figura legal no asignada” en la *Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente de Murcia* aunque sí se puede consultar y visualizar la zonificación que establece el PORN, en la que destaca la delimitación de una zona prioritaria de conservación coincidente con las formaciones arbóreas más densas de pinar. Por lo que respecta a la C. Valenciana, además de LIC es ZEPA, y está en proceso de exposición pública la documentación para su declaración como Zona Especial de Conservación o ZEC (DOGV núm. 9024/ 19 de febrero de 2021). Además, existe una microrreserva vegetal, la del Barranco de la Cueva del Lagrimal (DOGV núm. 3505, de 28 de mayo de 1999; DOGV núm. 8797 de 24.04.2020) que considera especies prioritarias: *Centaurea antennata subsp. meridionalis*, *Cistus laurifolius* y *Quercus faginea*.

Por tanto, teniendo en cuenta los vestigios vegetales existentes en la actualidad, podemos deducir que el intenso aprovechamiento maderero ha redundado en una pérdida de diversidad y de riqueza florística. La documentación más antigua en la que se hace referencia a la sobreexplotación de la sierra la encontramos en unas ordenanzas de 1491 (Soler, 1974). Otra referencia interesante es la que menciona el aprovechamiento del Monte Coto, sector occidental de la Sierra de Salinas en el término municipal de Yecla, por el Ministerio de Marina durante el siglo XVIII que censó 110.000 pinos carrascos en 1781 (Carpena et al., 2016:76).

El aprovechamiento se intensificó a principios del siglo XIX con la guerra de la Independencia española que arrasó los montes. La Sierra de Salinas fue uno más de los afectados (Marco et al., 2015: 51). También de esa época, existe información documental sobre una repoblación forestal tras un gran incendio que arrasó una extensa área de la sierra entre los términos municipales de Villena y de Yecla en 1819 (Tarruella, 1998: 490; Ibáñez, 1985: 55; Carpena et al., 2016).

Toda la superficie montañosa fue registrada como monte del Estado exceptuado de la desamortización en la clasificación general de montes públicos de 1859 y pasó a ser monte enajenable del Estado tras la aplicación del RD de 27 de febrero de 1887 (Canales, 1986: 43).

La Ley sobre colonización y repoblación interior de 1907 supuso la transformación agrícola de parte de la Sierra de Salinas. Fueron dos las colonias agrícolas creadas: “Coto de Salinas” en el municipio de Yecla (Murcia) y “Sierra de Salinas” en el de Villena (Alicante). En las memorias de los proyectos de colonización se menciona que la formación vegetal predominante es la arbustiva. Posteriormente, en la documentación del archivo municipal de Yecla se hace referencia a la esquilmación de todos los montes del municipio, incluso el del monte Coto, debido a las sucesivas talas (AHMY. Leg. 859 en Marco et al., 2015: 56).

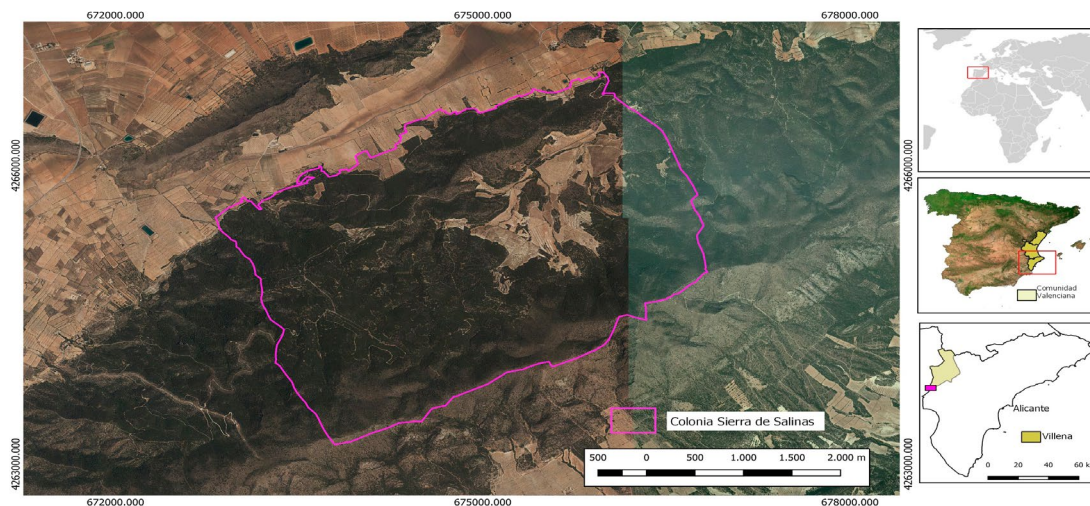
Por tanto, es muy probable que la imagen actual de la Sierra de Salinas sea muy distante de la existente a principios del siglo XX. El fracaso de las colonias agrícolas, sobre todo de la del municipio de Villena, justifica el paisaje vegetal actual. Si los colonos abandonaban los lotes agrícolas, estos eran repoblados con pino carrasco. En 1977, el Instituto Nacional de Reforma y Desarrollo Agrario (IRYDA), que tutelaba la colonia de Villena, decidió derribar 24 casas de lotes que consideró abandonados y reforestarlos con *Pinus halepensis* en surcos con plantones separados a metro y medio. Por otra parte, en 1984 se repobló el sector murciano.

En esta investigación se presentan los primeros resultados del análisis de estas masas de pinar que, hoy en día, tienen una escasa gestión forestal y un evidente abandono. Ello permite el crecimiento de especies vegetales potenciales y una posible recuperación del bosque mixto mediterráneo para lo que sería necesario un aclareo y paulatina limpieza del pino carrasco.

1.1. Localización del área de estudio

Las dos zonas de muestreo seleccionadas se localizan en la Colonia de la Sierra de Salinas (Alicante, Comunidad autónoma Valenciana). La cobertura vegetal de ambas está constituida predominantemente por pinar de *Pinus halepensis*, pero se diferencian en la época de la repoblación y en la técnica empleada. Estas actuaciones forestales se realizaron en las áreas cultivadas y abandonadas de la colonia agrícola, aunque existen otras masas de pinar anteriores al establecimiento de los colonos.

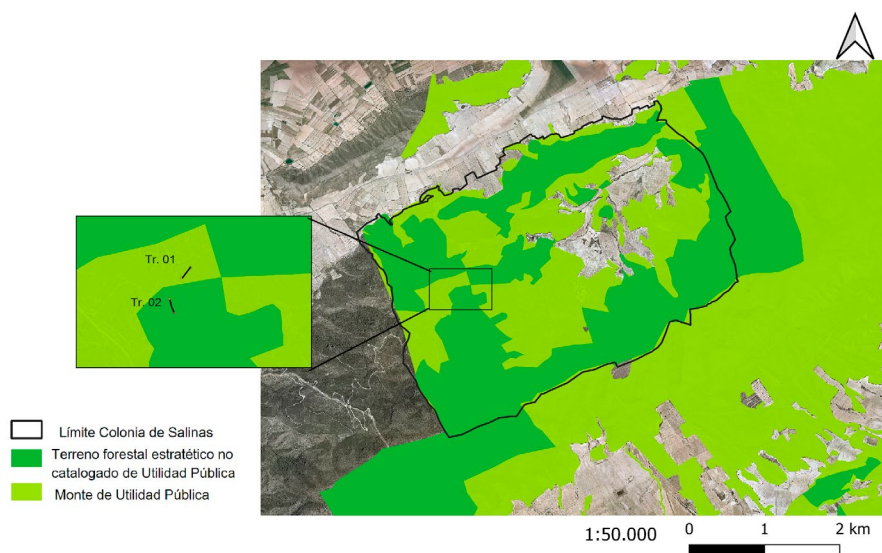
Figura 2. Localización de la Colonia Agrícola de Salinas según los límites establecidos en 1910.



Fuente: PNOA 2020. Junta Central de Colonización y Repoblación Interior (1910). Elaboración propia.

Esta comunicación presenta los primeros resultados del análisis de los pinares del conjunto de esta sierra que serán tratados en la tesis doctoral. Para ello, se ha comenzado por analizar los dos sectores comentados en el párrafo anterior: pinar repoblado sobre campos de cultivo y pinar repoblado en zona forestal.

El primer transecto se realiza en un pinar más antiguo. De éste consta que ya existía en la época de creación de la colonia, siendo un área de uso común para extracción de leñas y otros productos forestales. Se comprueba que en el vuelo americano del 56 aparece el área arbolada. Actualmente es monte estratégico de utilidad pública, con titularidad pública y gestionado por la Generalitat Valenciana. El segundo transecto se realiza en un pinar de repoblación más reciente. Corresponde al lote 42 de la colonia agraria, que fue roturado y puesto en producción cuando dicha colonia se creó en 1910. En el vuelo americano del 56 se observa cómo el terreno se encuentra yermo y sin repoblación, llevándose ésta a cabo en el año 1977. En la fotografía aérea del 78 ya se aprecia esta intervención, realizada con técnica de subsolado. Fue una repoblación llevada a cabo por la Administración pública en los lotes con tierras abandonadas o improductivas, aunque a día de hoy son de titularidad privada, catalogadas como montes protectores, y gestionadas de forma mixta. Los propietarios del lote 42, descendientes de colonos, han realizado periódicamente limpiezas y desbroces en el pinar.

Figura 3. Catalogación del monte en el área de estudio (Transectos 01 y 02).

Fuente: Elaboración propia a partir del Visor cartográfico de la Generalitat Valenciana (<https://visor.gva.es>)

2. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

El objetivo principal de este trabajo es la caracterización de las formaciones vegetales en la Sierra de Salinas, así como conocer mejor las dinámicas de regeneración de la vegetación autóctona en diferentes áreas de pinar, con diferentes años y técnicas de reforestación, y analizar las posibles diferencias en la dinámica de revegetación según época de repoblación o técnica empleada. Conocer las dinámicas de vegetación dominantes puede ayudar a favorecer la recuperación de la cubierta vegetal y a definir mejor una gestión forestal sostenible y respetuosa con el ecosistema local.

3. METODOLOGÍA

3.1. Trabajo previo de preparación

Se ha hecho una revisión bibliográfica de diversas fuentes con información histórica de la colonia, así como entrevistas a descendientes de colonos. También se ha obtenido información de la Dirección General de Calidad y Educación Ambiental, en cuanto a repoblaciones y gestión forestal a lo largo del tiempo.

Se ha utilizado el programa QGIS para la elaboración y análisis cartográfico. Las capas de información se han obtenido de la Infraestructura Valenciana de Datos Espaciales (IDEV).

Por otra parte, se estableció diálogo con diferentes actores locales de la colonia y de los municipios colindantes para conocer la propiedad catastral, localizar a los propietarios de los terrenos para poder realizar el trabajo de campo, así como obtener información sobre los usos pasados y actuales en el área.

3.2. Aplicación y metodología del inventario MIFC y procesamiento de datos

Para el análisis de la composición vegetal se ha empleado el método por Cámara et al. (2013). Se seleccionaron 10 transectos de 50 x 2 metros que equivale a parcelas de 1000 m². Por medio de la observación en campo apoyado con cartografía y fotografía aérea, se buscaron que estos transectos estén diferenciados en cuanto a edad del pinar y técnica de repoblación empleada. Para esta primera parte se ha comenzado con dos transectos diferenciados, en los que se puede distinguir un primer transecto en área de repoblación antigua y un segundo transecto en área de repoblación reciente (años 70) sobre antiguas tierras de cultivo. Se tomó medida a toda planta vascular fanerofita y caméfito, excluyendo para el inventario MIFC la vegetación herbácea (hemicriptófitas, geófitas y terófitas), pero incluyéndose en el inventario florístico para poder tenerla en cuenta en cuanto a lo que representa en cobertura del suelo y biodiversidad total.

Se comienza por tomar los datos de localización de la parcela de 50 x 2 mediante la anotación de las coordenadas UTM de inicio y fin del transecto, así como la altitud a la que se encuentra, la orientación en la que transcurre y la exposición de la ladera, otras características del relieve y otros datos observados en el terreno que sean de interés (características del suelo, presencia de fauna, acción antrópica, etc.). para la toma de coordenadas se utiliza un GPS (Modelo GeoXH de Trimble) con errores estimados inferiores a 30 cm.

A partir del punto de origen del transecto se lleva a cabo la anotación de la posición de cada ejemplar: distancia a la que se encuentra respecto al punto de comienzo del transecto (0 a 5000 centímetros), distancia respecto al eje central (0-100 cm) indicando a derecha o a izquierda, la altura y el estado fenológico (floración, fructificación y porcentaje vegetal seco) de la planta. Según el porte de la planta se toman distintos parámetros: en el caso de que el diámetro del tronco a una altura de 130 cm o a la altura del pecho (DAP: Diámetro Altura Pecho) sea superior a 2 centímetros se tomará la medida de los radios mayor y menor de la copa, que posteriormente se sumarán y dividirán entre dos para obtener el radio medio. En el caso de que la altura de la planta no alcance los 130 cm, o el DAP sea inferior a 2 cm, serán medidos los diámetros mayor y menor.

En el caso de que una planta se encuentre dentro del transecto de forma parcial, se medirá solo si el pie nace dentro del área demarcada; si la parte de la planta que cae dentro del área, por el contrario, no corresponde al pie de ésta, no se contabiliza. En terrenos con pendiente marcada, como el área de estudio, aparecen arbustos y árboles con efecto ladera. En ese caso se toma el DAP de la forma explicada midiendo 1,30 cm desde el pie a lo largo del tronco, al margen de que la inclinación adoptada lo mantenga a una altura inferior.

Una vez obtenidos todos los datos de campo se procesaron con ayuda de tablas excel (inventario-AMI) preparadas al efecto por el grupo de investigación biogeográfica de la Universidad de Sevilla. Se obtienen resultados de cobertura vegetal por estratos, cobertura por tramo del transecto, número de especies por estrato y por tramo del transecto, e Índice de Valor de Importancia. El programa permite la representación de los individuos inventariados en una gráfica de burbujas proporcionales a su grado de cobertura en el transecto.

También se realiza un gráfico del perfil de pendiente de cada transecto extrayendo los datos mediante MDT con malla de resolución de 2 metros, usando el software QGIS.

3.3. Inventario florístico y pirámides de vegetación

Para completar la información obtenida con el inventario MIFC, se ha aplicado el inventario de Braun-Blanquet con el fin de analizar la composición florística, no solo leñosa, de las dos zonas muestreadas teniendo en cuenta la estratificación o diferentes niveles de altura de las especies vegetales presentes. De este modo, podemos conocer la estructura vertical de la formación vegetal y la cobertura de cada especie (índice de abundancia-dominancia) en cada nivel o intervalo. Para ello, se diferencian cinco grupos: herbáceo (en el que se han incluido no solo las herbáceas) de 0 a 0,5 m., subarbuscivo de 0,5 a 1 m, arbustivo de 1 a 3 m, arborescente de 3 a 7 m y arbóreo más de 7 m. Por otra parte, podemos realizar un análisis de la dinámica vegetal de cada uno de dichos estratos de vegetación indicando si tienen un cariz regresivo, estable o progresivo. La representación gráfica de esta información es la pirámide de vegetación, elaborada según las normas establecidas en el Instituto Geográfico Nacional (IGN).

4. RESULTADOS

4.1. Resultados del inventario.

4.1.1. Resultados de los transectos.

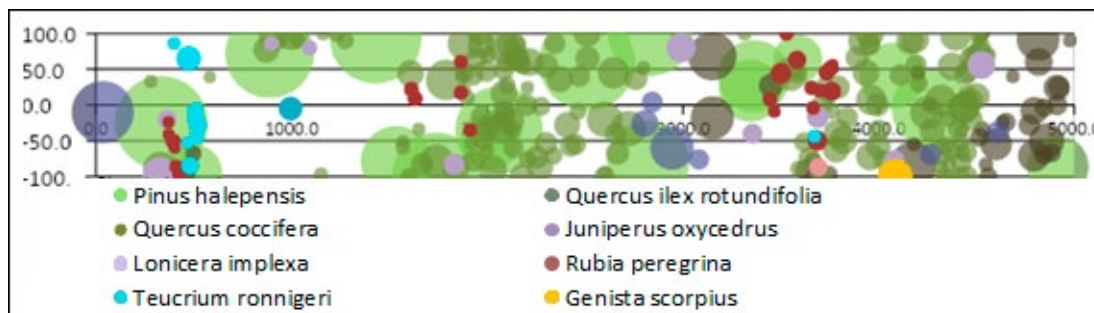
En el sector 1 se obtuvo un total de 9 especies inventariadas en el transecto, pertenecientes a 8 familias distintas (Tabla 1). La mayor cobertura corresponde a *Pinus halepensis* (Figura 4), también es la única especie encontrada en el estrato arbóreo (Figura 8). En cuanto a la abundancia de ejemplares, dominan en número *Quercus faginea* seguido de *Quercus ilex subsp. rotundifolia*. La encina se encuentra en estrato herbáceo como brotes, en el subarbuscivo y en el arbustivo, en un estadio de expansión, mientras que *Pinus halepensis* se supone en un estadio regresivo, al no encontrar ningún pimpollo, y habiendo presencia de árboles muertos y estando todos los ejemplares vivos con una proporción de alrededor del 80% de material vegetal seco, debido a la competencia por la luz. La pendiente (Figura 5) es ascendente y se aprecian áreas con irregularidades y desprendimientos de tierra debido a las lluvias y nevadas.

Tabla 1. Especies del transecto del sector 1: pinar antiguo en suelo sin cultivo previo conocido.

COORDENADAS UTM	Inicio: 4264900,932 N, 673431,283 E Fin: 4264863,283 N, 673400,956 E
ALTITUD	1000-1015 msnm
ORIENTACIÓN	Norte-Noreste
PENDIENTE	9%
ESPECIES	<i>Pinus halepensis</i> <i>Quercus ilex subsp. rotundifolia</i> <i>Quercus faginea</i> <i>Juniperus oxycedrus</i> <i>Lonicera implexa</i> <i>Genista scorpius</i> <i>Helianthemum cinereum</i> <i>Rubia peregrina subsp. peregrina</i> <i>Teucrium ronnigeri</i>

Fuente: elaboración propia

Figura 4. Diagrama de burbujas sobre la cobertura vegetal del transecto del sector 1.



Fuente: elaboración propia.

Figura 5. Perfil de pendiente del transecto del sector 1.



Fuente: elaboración propia.

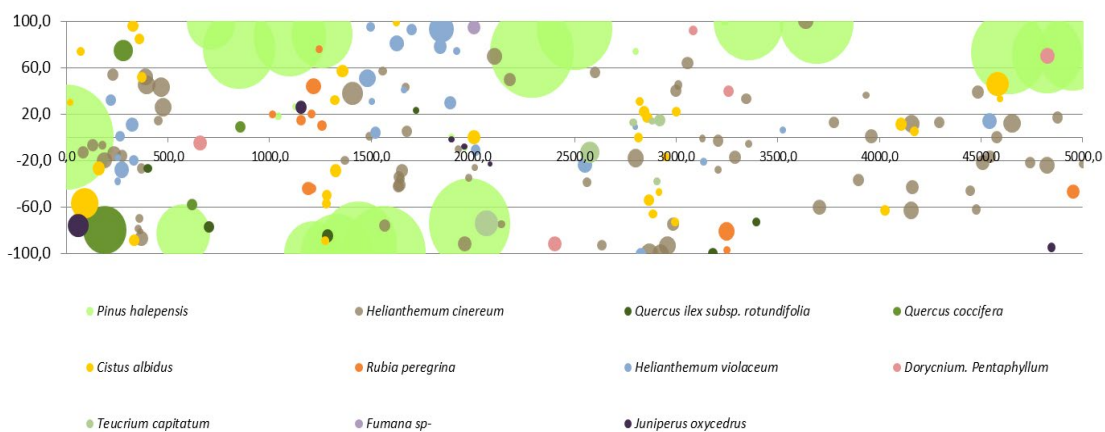
En el sector 2 se obtuvo un total de 11 especies inventariadas en el transecto pertenecientes a 9 familias distintas. En cuanto a cobertura, la especie dominante es *Pinus halepensis* (Figura 6). El mayor número de especies se encuentran en el sector herbáceo y subarbustivo (Figura 9), siendo nuevamente *Pinus halepensis* la única especie arbórea. En este transecto se contabilizan dos pimpollos de esta especie, a diferencia del sector 1 en el que no se observan. *Quercus ilex subsp. rotundifolia* y *Quercus coccifera* son prácticamente inexistentes, habiendo contabilizado 6 y 4 ejemplares respectivamente en estrato herbáceo, mostrando un estadio menos avanzado en la evolución de la vegetación potencial que en el sector 1, y con un pinar más denso. La pendiente del transecto (Figura 7) es suave y ligeramente descendente, y se aprecian desniveles en caballón propios del subsolado realizado en la reforestación de los años 70.

Tabla 2. Especies del transecto del sector 2: pinar reciente sobre cultivos abandonados.

COORDENADAS UTM	4264735,421 N, 673373,522 E
ALTITUD	1020-1018 msnm.
ORIENTACIÓN	Oeste-noroeste
PENDIENTE	3 ´ 5%
ESPECIES	<i>Pinus halepensis</i> <i>Quercus ilex subsp. rotundifolia</i> <i>Quercus faginea</i> <i>Juniperus oxycedrus</i> <i>Cistus albidus</i> <i>Teucrium capitatum</i> <i>Helianthemum cinereum</i> <i>Helianthemum violaceum</i> <i>Rubia peregrina subsp. peregrina</i> <i>Dorycnium pentaphyllum</i> <i>Fumana sp.</i>

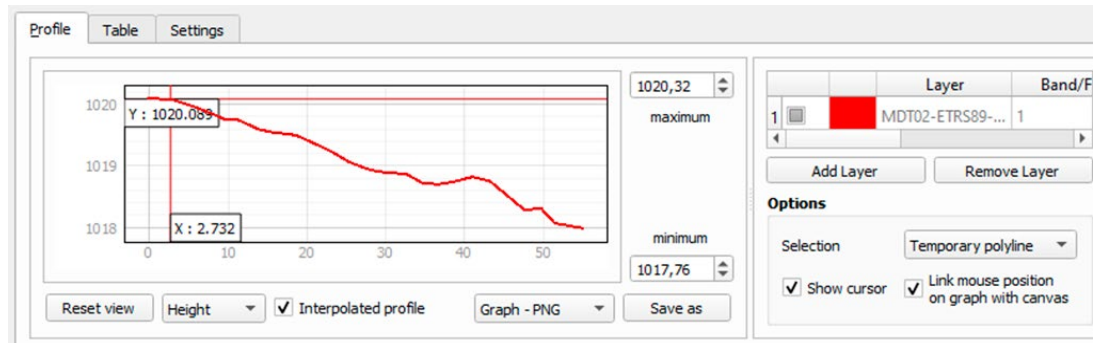
Fuente: elaboración propia.

Figura 6. Diagrama de burbujas sobre la cobertura vegetal del transecto del sector 2.



Fuente: elaboración propia.

Figura 7. Perfil de pendiente del transecto del sector 2.



Fuente: elaboración propia

Las especies inventariadas en los dos transectos hacen un total de 15, pertenecientes a 9 familias distintas (Tabla 3).

Tabla 3. Total de especies inventariadas

Especie	Familia	Porte habitual
<i>Pinus halepensis</i>	<i>Pinaceae</i>	Arbóreo
<i>Quercus ilex subsp. rotundifolia</i>	<i>Fagaceae</i>	Arbóreo
<i>Quercus coccifera</i>	<i>Fagaceae</i>	Arbustivo
<i>Juniperus oxycedrus</i>	<i>Cupressaceae</i>	Arbustivo
<i>Rubia peregrina subsp. peregrina</i>	<i>Rubiaceae</i>	Subarbustivo
<i>Helianthemum cinereum</i>	<i>Cistaceae</i>	Subarbustivo
<i>Helianthemum violaceum</i>	<i>Cistaceae</i>	Subarbustivo
<i>Genista scorpius</i>	<i>Fabaceae</i>	Arbustivo
<i>Lonicera implexa</i>	<i>Caprifoliaceae</i>	Subarbustivo
<i>Fumana sp.</i>	<i>Cistaceae</i>	Subarbustivo
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	<i>Fabaceae</i>	Subarbustivo
<i>Cistus albidus</i>	<i>Cistaceae</i>	Subarbustivo
<i>Asparagus acutifolius</i>	<i>Asparagaceae</i>	Subarbustivo
<i>Teucrium capitatum</i>	<i>Lamiaceae</i>	Subarbustivo
<i>Teucrium ronnigeri</i>	<i>Lamiaceae</i>	Subarbustivo

Fuente: elaboración propia

4.1.2. Resultados de los inventarios y pirámides de vegetación

Es evidente la diferente estructura vegetal de las dos formaciones de pinar. Pese a que ambas son fruto de repoblaciones forestales, la distinta época en la que se realizaron y el tipo de gestión forestal, muestran dos dinámicas.

El sector 1 (tabla 4 y figura 9) ofrece claramente una paulatina recuperación de la vegetación potencial o carrascal mediterráneo ya que, junto a *Quercus ilex subsp rotundifolia*, presente en los estratos herbáceo, subarbustivo y arbustivo, se han inventariado especies lianoides o escandentes características de estas formaciones, como son *Rubia peregrina subsp peregrina* y *Lonicera implexa*. La presencia de la coscoja en los dos primeros estratos

son indicativos de que es solo un carrascal incipiente. Respecto al pinar, no hay ningún pimpollo. Por otra parte, algunos de los ejemplares están muertos. Estos rasgos nos permiten indicar que la dinámica del pinar es regresiva y que la del carrascal es progresiva.

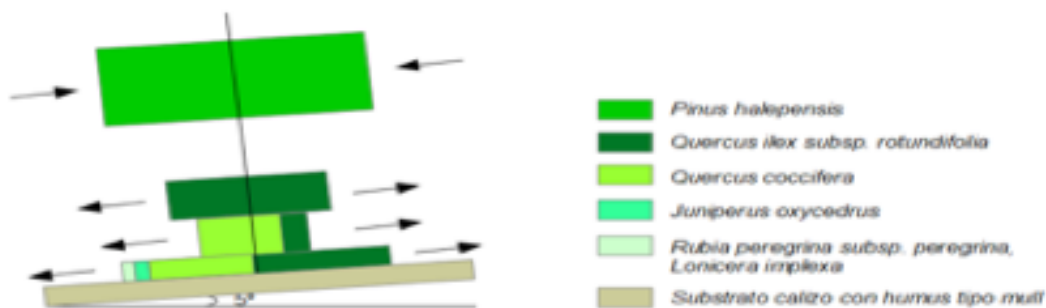
El pinar repoblado del sector 2 (tabla 5 y figura 10), de los años setenta, en el que se han efectuado limpiezas y podas, muestra un estadio mucho más regresivo y alejado del carrascal potencial de la Sierra de Salinas. *Quercus ilex subs. rotundifolia* solo está presente testimonialmente en el estrato herbáceo. Las actuaciones forestales de los propietarios han favorecido un cierto aclareo en las copas de los pinos que explica el desarrollo, aunque escaso, de coscoja (*Quercus coccifera*) y de jara blanca (*Cistus albidus*), ambas especies heliófilas. Por lo que respecta al pinar presenta cierta estabilidad, en cuanto a la mayor juventud respecto a los ejemplares del sector 1, y a la presencia de algún pimpollo según se observó en el transecto 2 aunque no en el inventario florístico.

Tabla 4. Inventario florístico del sector 1

N° Inventario 1		Fecha enero 2021					
Localidad Salinas		Lugar Colonia Sierra de Salinas					
Altitud 1011-1014 msnm.		UTM 673408.29 N; 4264875.05E					
Orientación N		Pendiente aproximada 9%					
Sustrato		Suelo calizo					
Area Inv. (15m2)		Formación pinar					
Lista de especies	Estructura						Observaciones
	1	2	3	4	5	Total	
1 <i>Brachypodium retusum</i>					4	4	Herbácea no F- C
2 <i>Teucrium ronnigeri</i>					1	1	
3 <i>Quercus coccifera</i>				2	3	3	
4 <i>Quercus ilex subsp. rotundifolia</i>			3	1	4	4	
5 <i>Rubia peregrina subsp. peregrina</i>					1	1	
6 <i>Lonicera implexa</i>				+	+	+	
7 <i>Juniperus oxycedrus</i>					1	1	
8 <i>Cistus albidus</i>					+	+	
9 <i>Pinus halepensis</i>	5					5	
Total recubrimiento por estrato	5		3	2	5		
N°. de especies por estrato	1	0	1	3	8	9	
Observaciones generales:							
Pastoreo							No apreciable
Talas/tocones/pluricaules							Pinos muertos y caídos
Incendios							No pero riesgo por madera muerta
Turismo rural							Poco destacable
Fauna silvestre							

Fuente: elaboración propia.

Figura 8. Pirámide de vegetación sector 1



Fuente: Elaboración propia

Tabla 5. Inventario florístico del sector 2

N° Inventario 2		Fecha febrero 2021					
Localidad Salinas		Lugar Colonia Sierra de Salinas					
Altitud 1020 msnm.		UTM centro parcela: 673371.28N; 4264739.72E					
Orientación NW		Pendiente 3,5%					
Sustrato		Suelo calizo					
Área Inv. 20 m2		Formación pinar repoblación					
Lista de especies	Estructura						Observaciones
	1	2	3	4	5	Total	
1 <i>Pinus halepensis</i>	5					5	
2 <i>Quercus coccifera</i>				1	1	1	
3 <i>Quercus ilex subsp. rotundifolia</i>					+	+	
4 <i>Helianthemum cinereum subsp. rotundifolium</i>					1	1	
5 <i>Helianthemum violaceum</i>					+	+	
6 <i>Cistus albidus</i>				1	1	1	
7 <i>Asparagus acutifolius</i>					+	+	
Total recubrimiento por estrato	5			1	1		
N°. de especies por estrato	1			2	6	7	
Observaciones generales:							
Pastoreo							No destaca
Talas/tocones/pluricaules							Pinos muertos en menor cantidad que inventario 1
Incendios							
Turismo rural							no
Fauna silvestre							Rastros de jabalí

Fuente: Elaboración propia.

Figura 9. Pirámide de vegetación sector 2



Fuente: Elaboración propia.

5. CONCLUSIONES

En los transectos e inventarios florísticos realizados, en los sectores 1 y 2, se han inventariado un total de 17 especies pertenecientes a 11 familias distintas. En cuanto al porte que alcanzan, el más abundante es el porte subarborescente, con 10 especies cuya estructura habitual en estado de madurez es ésta. 2 especies del total son de porte arbóreo, y 4 de porte arbustivo. Más de la mitad de la cobertura en ambos transectos es dada por una sola especie, *Pinus halepensis*, destacando también *Quercus ilex* subsp. *rotundifolia* y *Q. coccifera* en el primer transecto.

Los datos muestran, en definitiva, dos pinares con etapas distintas en su estructura vegetal: El sector 1 muestra un pinar más antiguo, con pinos de mayor altura y diámetro pero también con áreas clareadas por la caída y muerte de ejemplares. Hay mayor presencia de *Quercus ilex* subsp. *rotundifolia* en porte subarborescente y arbustivo, especie que puede alcanzar el porte arbóreo en su etapa adulta y que fue respetada en los márgenes de caminos y cultivos en la etapa agrícola de la colonia. También aparecen otras especies arbustivas como *Quercus coccifera* o *Juniperus oxycedrus*. En el sector 2 encontramos un pinar de reforestación más reciente, con pinos de fuste menor y plantados visiblemente en subsolado lineal. Hay menos claros y una mayor competencia por la luz dada la densidad de la repoblación. En este sector, *Quercus* sp. apenas son representativos, a excepción de un gran carrascal localizado en las proximidades, que es anterior a la repoblación forestal, y que fue respetado junto al camino en épocas de la colonia.

Por tanto, en el pinar más antiguo se aprecia una etapa más madura en la estructura, con pinos que han caído o que han muerto por la elevada competencia, propiciando claros, y habiendo mayor presencia de *Quercus ilex* subsp. *rotundifolia*, *Quercus coccifera* y otras especies arbustivas con mayor porte que en el pinar más joven. La tendencia parece conducir a que *Quercus ilex* subsp. *rotundifolia* recupere su área de distribución potencial en la sierra. El pinar en ambos casos permite el desarrollo de esta especie, ya que las condiciones ombrófilas favorecen su desarrollo. Así, en el pinar del sector 1, más antiguo, se observa un desarrollo mayor del carrascal mientras que en el pinar del sector 2 más joven, es más incipiente. En el pinar 1, es necesario retirar los pinos más viejos, secos y la madera muerta con el fin de permitir un mayor

crecimiento de *Quercus ilex subs. rotundifolia* y asegurar el paso del pinar al carrascal. En el pinar 2 habría que realizar un aclareo para permitir la sucesión vegetal como en el anterior puesto que la densidad de este fanerófito es excesiva. *Quercus coccifera* también tiene presencia, no es una especie de carrascal, pero sí de borde y áreas despejadas por su mayor requerimiento de luz solar. Sin embargo, la presencia de las dos especies escandentes (*Rubia peregrina* y *Lonicera implexa*) en el sector 1, sí que son características del carrascal. En cuanto a recomendaciones de cara a la gestión forestal, se aprecia una necesidad de aclareos, podas y de retirada de madera muerta, tanto para reducir el riesgo de incendios como para favorecer la dinámica vegetal y recuperación del carrascal.

6. BIBLIOGRAFÍA.

- CANALES MARTÍNEZ, G. (1986): Sierra de Salinas: El fracaso de una colonización. *Investigaciones geográficas*, 4, 41-58.
- CÁMARA ARTIGAS, R. Y DÍAZ DEL OLMO, F. (2013A). Muestreo en transecto de formaciones vegetales de fanerófitos y caméfitos I: fundamentos metodológicos. *Estudios geográficos*, vol 74/274, Sevilla, 67-88. DOI: <https://doi.org/10.3989/estgeogr.201303>
- CÁMARA, R., DÍAZ DEL OLMO, F. Y BORJA BARRERA, C. (2013). Muestreo en transecto de formaciones vegetales de fanerófitos y caméfitos (II): estudio de los sabinars de la Reserva Biológica de Doñana (RBD) (España). *Estudios Geográficos*, 74/274, 89-114. DOI: <http://dx.doi.org/10.3989/estgeogr.201304>
- CARPENA CHINCHILLA, F. J.; CASTAÑO SORIANO, J. Y ANDRÉS DÍAZ, D. (2016): *Aprovechamiento de los recursos naturales en una comarca histórica: Villena-Yecla (1700-1850)*. Villena, Fundación Municipal "José María Soler".
- GENTRY, A. H. (1982). Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology*. Plenum Publishing corporation. Estados Unidos, 84 págs.
- IBÁÑEZ MARTÍNEZ, J. (1985): *Los valles y las montañas de Villena*, Ayuntamiento de Villena, Villena.
- INSTITUTO GEOGRÁFICO NACIONAL, PIRÁMIDES DE VEGETACIÓN HTTPS://WWW.IGN.ES/ESPMAP/FICHAS_BIO_BACH/PDF/BIO_FICHA_03.PDF.
- JUNTA CENTRAL DE COLONIZACIÓN Y REPOBLACIÓN INTERIOR: MEMORIA Y PLANOS DEL PROYECTO DE COLONIZACIÓN DEL MONTE "SIERRA DE SALINAS" DEL TÉRMINO DE VILLENA (ALICANTE). Memoria, Madrid, 1910, 89-112
- MARCO, O.; CARPENA, F.J.; CASTAÑO, J.; LISÓN, F.; ORTUÑO, A.; ANDRÉS, D.; DÍAZ, J.R.; SÁNCHEZ, I.; RICO, F. Y LARA, C. (2015): *Atlas de los mamíferos de Yecla*. Ed. ANIDA. Yecla, 320 pp
- MONTSERRAT MARTÍ, G. ET AL. (2004). Fenología y características funcionales de las plantas leñosas mediterráneas, *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 129-162. Link de descarga: https://www.miteco.gob.es/es/parques-nacionales-oapn/publicaciones/edit_libro_01_03_tcm30-100227.pdf
- PADILLA BLANCO, A., MARCO MOLINA, J.A., GIMÉNZ FONT, P. Y SÁNCHEZ PARDO, A. (2021): La construcción «expres» de un paisaje aterrazado habitable en un medio inhóspito (Sierra de Salinas, Alicante), *Vegueta. Anuario de la Facultad de Geografía e Historia*, 21(1): 213-236. <https://doi.org/10.51349/veg.2021.1.09>
- SOLER GARCÍA, J. M^a (1974): *La relación de Villena de 1575*. Alicante. 2^a edición. Instituto de Estudios Alicantinos. Diputación Provincial de Alicante.

TARRUELLA RÓDENAS, M^a J. (1998): Evolución de la colonia agro-forestal: Sierra de Salinas (1914-1997). La población valenciana: pasado, presente y futuro VOL I, Alicante, Diputación Provincial de Alicante, Instituto Juan Gil-Albert, 485-510.

LEGISLACIÓN Y NORMATIVA

INFORMACIÓN PÚBLICA DE LA VERSIÓN PRELIMINAR DEL PROYECTO DE DECRETO DEL CONSELL POR EL QUE SE DECLARAN COMO ZONAS ESPECIALES DE CONSERVACIÓN (ZEC) los lugares de importancia comunitaria (LIC) Laguna de Salinas, Salero y Cabecicos de Villena, Maigmo i Serres de la Foia de Castalla, Arenal de Petrer, Sierra de Salinas y se aprueba la norma de gestión de estas ZEC y de las zonas de especial protección para las aves (ZEPA) Sierra de Salinas, Maigmo i Serres de la Foia de Castalla, Riu Montnegre y Cabeço d'Or i la Grana y del estudio ambiental y territorial estratégico. (DOGV núm. 9024/ 19 de febrero de 2021)

LUGAR DE IMPORTANCIA COMUNITARIA "SIERRA DE SALINAS" (ES5213039) Comunidad Valenciana, Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica. Retrieved from http://agroambient.gva.es/documents/163280750/163289215/Site_ES5213039.pdf/98ad31a4-f3f9-4b58-ac23-60d2406ac721

LUGAR DE IMPORTANCIA COMUNITARIA "SIERRA DE SALINAS" (ES6200008). Región de Murcia, Consejería de Agricultura y Agua, Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad. Retrieved from (http://www.murcianatural.carm.es/web/guest/sierra-de-salinas/-/journal_content/56_INSTANCE_NwK1/14/81991)

ORDEN DE (4 DE MAYO DE 1999), de la Conselleria de Medio Ambiente, por la que se declaran 33 microrreservas vegetales en la provincia de Alicante y 29 microrreservas vegetales en la provincia de Valencia (DOGV núm. 3505, de 28 de mayo de 1999)

ORDEN DE (3 DE JULIO DE 2002) por la que se aprueba inicialmente el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de la Sierra de Salinas.(BORM nº 160, de 12.07.02).

ORDEN DE (18 DE MAYO DE 2005) de la Consejería de Industria y Medio Ambiente, por la que se acuerda un periodo de información pública en el procedimiento que tramita la Dirección General del Medio Natural para la aprobación del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de la Sierra de Salinas. (BORM nº 130, de 08.06.05)

ORDEN (9/2020), de 15 de abril, de la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica, por la que se modifican las órdenes de 4 de mayo de 1999, 6 de noviembre de 2000, 13 de junio de 2001, 13 de noviembre de 2002, 29 de abril de 2003 y 18 de octubre de 2005, de declaración de microrreservas de flora en la provincia de Alicante. [2020/3038] (DOGV núm. 8797 de 24.04.2020)

ZONA ESPECIAL PROTECCIÓN PARA LAS AVES "SIERRA DE SALINAS" (ES0000457) Comunidad Valenciana, Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica. Retrieved from http://agroambient.gva.es/documents/163280750/163289221/Site_ES0000457.pdf/d3bfba54-9792-49a5-914a-513c9352ddcb

CARACTERIZACIÓN Y EVOLUCIÓN DE LA FRANJA LITORAL DE A ILLA DE AROUSA (PONTEVEDRA)

Daniel Cajade-Pascual¹

1 Departamento de Xeografía. Universidade de Santiago de Compostela. danielcajade.pascual@usc.es ORCID: 0000-0003-4575-2794

Ramón Blanco-Chao²

2 Departamento de Xeografía. Universidade de Santiago de Compostela. ramon.blanco@usc.es ORCID: 0000-0002-5220-3956

Manuela Costa-Casais³

3 Departamento de Xeografía. Universidade de Santiago de Compostela. manuela.costa@usc.es ORCID: 0000-0003-1129-6751

Resumen

El litoral de A Illa de Arousa está afectado por procesos de erosión y sometido a una alta presión derivada de la actividad humana. Se ha realizado una caracterización de su franja litoral, incluyendo una zonificación en seis tipologías de ambientes costeros, en base a aspectos morfodinámicos. Para conocer su evolución durante las últimas décadas, se ha realizado un estudio de imágenes aéreas desde 1956 hasta 2020, identificando las zonas más afectadas por la erosión y el incremento de la superficie artificializada. El empleo de la herramienta *Digital Shoreline Analysis System* (DSAS) ha permitido verificar tasas de erosión significativas (> 10 m) en el flanco oriental de la isla, desde la zona central hasta el extremo noreste, mientras que en los restantes tramos, no se han observado procesos erosivos intensos. El tipo de ambiente costero parece ser un factor determinante, pues las áreas afectadas por la erosión se circunscriben a playas con acantilado sedimentario, formados por depósitos edafo-sedimentarios de origen marino. Las causas de esta dinámica regresiva no están claras, pues no se ha podido establecer una relación entre las modificaciones antrópicas y las áreas afectadas por la erosión.

Palabras clave: Illa de Arousa, NO Peninsular, DSAS, erosión, caracterización litoral.

Abstract

The shoreline of A Illa de Arousa is affected by erosion processes and subjected to high pressure derived from human activity. A characterization of its coastline has been carried out, including a zoning in six types of coastal environments, based on morphodynamic aspects. In order to know its evolution during the last decades, an aerial image study has been carried out from 1956 to 2020, identifying the areas most affected by erosion and the increase in the artificial surface. The use of the *Digital Shoreline Analysis System* (DSAS) tool has made it possible to verify significant erosion rates (> 10 m) on the eastern flank of the island, from the bridge to the extreme northeast, while in the remaining sections, they have not been observed intense

erosive processes. The type of coastal environment seems to be a determining factor, since the areas affected by erosion are limited to beaches with sedimentary cliffs, formed by edapho-sedimentary deposits of marine origin. The causes of this regressive dynamic are not clear, well it has not been possible to establish a relationship between anthropic changes and the areas affected by erosion.

Keywords: Illa de Arousa, NW Spain, DSAS, erosion, coastal characterization.

1. INTRODUCCIÓN

El medio litoral se define por su dinamismo y vulnerabilidad, por lo que su caracterización y el estudio de la dinámica, resultan aspectos esenciales a la hora de sentar las bases para su planificación, ordenación y protección. La complejidad del medio litoral se ejemplifica en la variedad de ambientes que lo conforman, y la diferente respuesta que cada uno de ellos ofrece a los cambios naturales y a la actividad antrópica.

La caracterización de los ambientes litorales supone un elemento clave para el desarrollo de herramientas de gestión adaptadas a cada tipología costera, sin obviar la relación y la interconectividad entre ellos (Aranda *et al.*, 2020). La diferenciación de ambientes litorales no viene determinada por unos criterios generales, sino que se adapta según la naturaleza de la investigación, el territorio objeto del estudio y la escala en la que se desarrolla. Encontramos trabajos donde la naturaleza de la clasificación se basa en aspectos morfológicos (Gómez-Pazo & Pérez-Alberti, 2016), de exposición al oleaje (Bergillos *et al.*, 2020), morfosedimentarios (Aranda *et al.*, 2020; Flor-Blanco, Flor, & Pando, 2013) o criterios paisajísticos, como ocurre en el Plan de Ordenación del Litoral de Galicia (DOGA nº 37, del 23 de febrero de 2011).

La erosión de costas sedimentarias es una de las mayores amenazas que afecta a los sistemas litorales, dotando de significativa trascendencia el estudio de su magnitud y de sus causas. La existencia de una importante producción científica sobre la evolución litoral mediante el empleo de imágenes aéreas en el NO peninsular (Blanco-Chao, Cajade-Pascual, & Costa-Casais, 2020; Flor & Flor-Blanco, 2005; Flor-Blanco, Flor, & Pando, 2013; Gómez-Pazo, Pérez-Alberti & Otero, 2019; González-Villanueva *et al.*, 2013), no permite significar tendencias regionales ni cuantificar la importancia de los factores locales. Un aspecto importante a la hora de analizar la evolución litoral a través de fotografía aérea es la determinación de la línea de costa a emplear. El carácter dinámico de este medio hace que no existan unos criterios predefinidos, sino que estos deben ser determinados por el investigador (Boak, & Turner, 2005; Fraile-Jurado & Fernández-Díaz, 2018; Ojeda, 2000). Existen diferentes criterios para la determinación de este límite, como el *High Water Line* (HLW) (Casal, Sánchez-Carnero & Freire, 2010), o el uso del límite de la vegetación dunar (Blanco-Chao & Gómez-Rey, 2018; Gómez-Pazo, Pérez-Alberti & Otero, 2019; Ojeda, 2000).

El objetivo de este estudio es la caracterización y evolución del margen litoral de la isla de Arousa, para ello, el trabajo se organiza en tres ejes principales. El primero consiste en la realización de una clasificación en 6 tipologías en base a aspectos morfodinámicos, para obtener una zonificación de los ambientes litorales. El segundo eje corresponde a la cuantificación de la línea de costa artificial entre 1956 y 2020. El

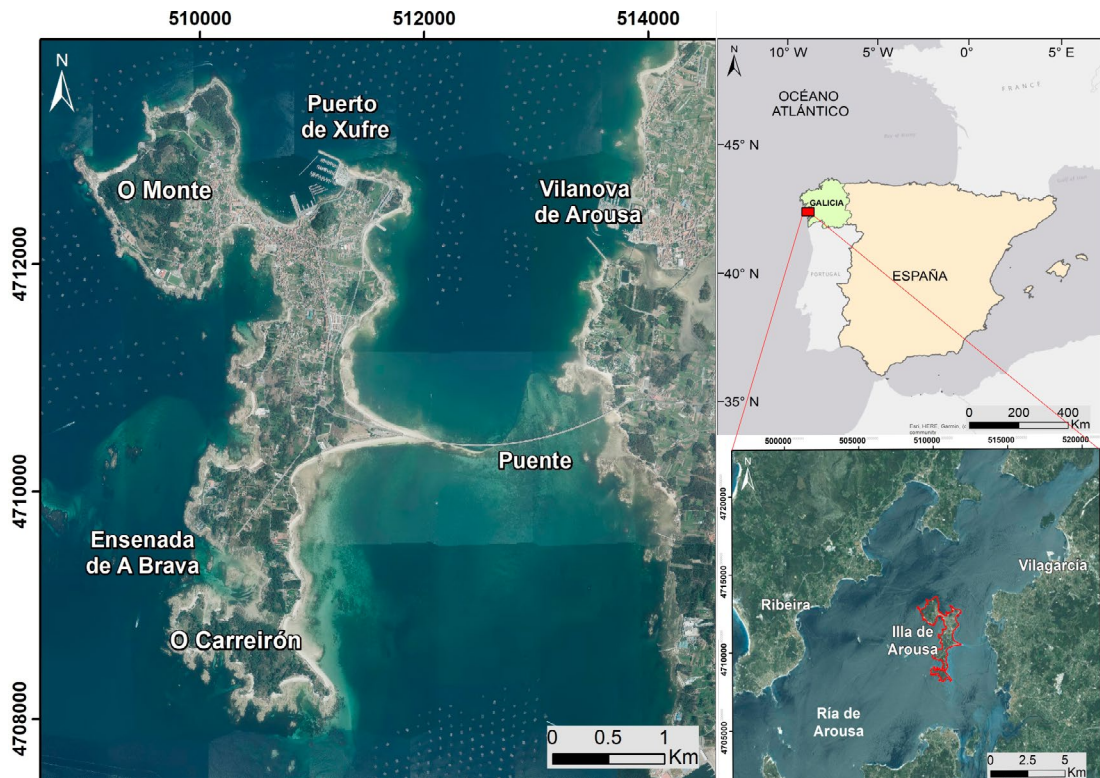
tercer eje se centra en el cálculo de los cambios en el frente litoral en cuatro sectores. Finalmente, la interpretación de los datos obtenidos ofrece una contextualización genérica y preliminar del litoral de la isla de Arousa.

2. ÁREA DE ESTUDIO

La Illa de Arousa (Figura 1) se localiza en el interior de la ría de Arousa (Pontevedra), siendo la isla gallega de mayor superficie (6,9 km²). Administrativamente conforma el único municipio de carácter insular de Galicia, aunque desde 1985 está conectada al continente mediante un puente de 2 km de longitud. La isla presenta un relieve muy suave y de escasa altitud, y solo el extremo noroeste presenta una morfología más abrupta, pero sin superar los 70 metros sobre el nivel medio del mar (msnm). La litología está dominada completamente por materiales graníticos tardihercínicos, pertenecientes a la unidad de Caldas de Reis. A pesar de la homogeneidad del sustrato, la existencia de un denso patrón de fracturación, con direcciones dominantes N-S, ONO-ESE y NE-SO, configuran una costa recortada en el flanco occidental, mientras que el oriental, sin llegar a tener un carácter rectilíneo, presenta un perfil más suave.

Al estar localizada en la parte interna de la ría, se trata de una costa de baja energía de oleaje. Aunque no existen datos directos del interior de la ría, la caracterización del régimen de olas se puede obtener a través del modelo de los puntos SIMAR de océano abierto. El punto SIMAR-3011012 (Puertos del Estado, 2017), se ubica en la entrada de la ría, presenta un 70% del oleaje entre 1 y 2,5 m de altura significativa y periodos entre 8 y 10 seg. La dirección de procedencia es de un 73% del oleaje entre NNO y ONO, el 14% OSO y solamente un 9% procede del SO. Se trata de una costa de carácter mesomareal, con un rango mareal medio en mareas vivas de 3,45m (Mareógrafo de Vilagarcía de Arousa).

Figura 1. Área de estudio.



Fuente: Elaboración propia.

Desde un punto de vista físico y humano, la isla puede dividirse en tres sectores: El sector Centro-NE, el NO (O Monte) y el Sur (O Carreirón). El sector Centro-NE ocupa la mayor parte de la superficie, presenta formas suaves y en él se concentra la población y las principales infraestructuras (Puente, puerto de Xufre, muelle de O Cobodeiro, etc.). El centro urbano se sitúa en un estrechamiento entre el sector NE y el NO, siendo este último el que presenta el relieve más abrupto. El sector Sur, denominado O Carreirón, es una península separada del resto de la isla por la ensenada de A Brava y solo se mantiene unido por un pequeño corredor sedimentario de apenas 60 metros de ancho. Todo el sector está incluido en la Red Natura 2000: Zona especial de Conservación (ZEC) “Complejo Ons-O Grove”; Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) “Complejo intermareal Umia-O Grove, A Lanzada, punta Carreirón e lagoa Bodeira”; Zona de Especial Protección de los Valores Naturales “Complejo intermareal Umia – O Grove, A Lanzada, punta Carreirón y laguna Bodeira”; además se mantiene carente de edificaciones y el acceso en vehículo está prohibido.

3. METODOLOGÍA

Para la realización de este estudio se ha llevado a cabo tanto trabajo de campo como el uso de los Sistemas de Información Geográfica (SIG). El trabajo de campo se organizó en dos campañas invernales (2019 y 2021), con varias jornadas de trabajo en ambos

casos. La campaña de 2019 se realizó durante el mes de diciembre, obteniendo los primeros datos e identificando las áreas que deberían ser objeto de estudio en detalle. Los datos recogidos, junto el trabajo con los SIGs, permitió elaborar una clasificación de los ambientes litorales de la isla en base a criterios morfodinámicos. La campaña del año 2021, realizada en el mes de febrero, permitió afinar la zonificación de las seis tipologías de ambientes predefinidas, al mismo tiempo que se identificaron las áreas afectadas por la erosión.

Paralelamente al trabajo de campo, se realizaron diferentes tareas con ayuda del software *ArcGIS 10.7.1*. Se emplearon imágenes aéreas de los años 1956, 1990, 2003 y 2020. Las imágenes de 1956 son ortofotos en blanco y negro de tamaño de píxel de 1 m, obtenidas del *Instituto de Estudos do Territorio (IET)*. Las imágenes del año 1990 se corresponden con el “Vuelo fotogramétrico de Costas 1989-1991”, cuyos fotogramas (píxel de 15 cm) fueron escaneados y georreferenciados empleando una transformación polinómica de tercer orden con 15-20 puntos de control por cada fotograma, y con un error cuadrático medio de 0,7 m. Las imágenes de 2003 y 2020 son ortofotografías de tamaño de píxel 25 cm y 15 cm respectivamente, obtenidas del Instituto Geográfico Nacional (IGN).

Para el estudio de la erosión/progradación litoral se han elegido 4 sectores para su análisis (Centro, NE, NO y sur), permitiendo establecer una visión holística del litoral de la isla. El sector Central y el NE, situados en el flanco oriental, son áreas donde se ha detectado una importante erosión; mientras que el NO y el Sur, situados en el flanco occidental, no manifestaban retroceso aparente. Se ha utilizado el límite de la vegetación dunar hacia el mar como *proxy* para la determinación de los cambios, pues es posible su delimitación incluso en las ortofotografías en blanco y negro de 1956. Los cálculos comparativos entre los períodos analizados (1956-1990; 1990-2003 y 2003-2020) se han realizado con la herramienta *Digital Shoreline Analysis System (DSAS)* (Himmelstoss *et al.*, 2018) en *ArcGIS 10.7.1*. Esta herramienta emplea transectos perpendiculares a una línea base (*baseline*), que intercepta los límites del litoral para los años seleccionados. Los transectos se disponen de forma equidistante, en este caso, cada 12 m, salvo en el caso del sector Central, ya que al ser el más extenso, se estableció una separación de 25 m entre transectos. Los datos obtenidos han permitido determinar, tanto la variación absoluta media, como la tasa media anual de cambio, para cada uno de los intervalos temporales en los cuatro sectores analizadas.

4. RESULTADOS

El trabajo de campo y el empleo de los SIG han posibilitado la obtención de datos e información de interés para la comprensión de los aspectos y la dinámica que caracteriza el litoral de la isla de Arousa.

4.1. Caracterización de la franja litoral

Una correcta caracterización del margen litoral necesita de un trabajo de campo que compruebe o subsane las deficiencias que pueden surgir de una zonificación realizada únicamente mediante fotointerpretación. Este hecho reseña la dificultad para realizar

una comparación entre los ambientes litorales actuales y los de décadas anteriores. La interpretación de los datos recogidos en campo permitió establecer una categorización de los ambientes morfodinámicos, divididos en seis tipologías (Tabla 1): Artificial, Intermareal, Playa-duna, Playa-acantilado sedimentario, Rocosa baja y Acantilado rocoso.

Tabla 1. Tipologías morfodinámicas del litoral de A Illa de Arousa.

Tipología	Extensión (%)	Descripción
Artificial	17,4 %	Línea litoral compuesta por construcciones antrópicas (Vías de comunicación, paseos marítimos, instalaciones portuarias, etc.) que modifican substancialmente las características morfodinámicas originales.
Intermareal	11,3 %	Zonas con baja incidencia del oleaje donde la dinámica está dominada por la acción mareal. Una parte significativa está ocupada por marismas.
Playa-duna	23,8 %	Arenales con sistemas dunares asociados de extensión variable. En general, las dunas han quedado reducidas a unas docenas de metros debido a modificaciones antrópicas (construcciones, reforestación, cultivos, etc.)
Playa-acantilado sedimentario	10,6 %	Playas que no cuentan con sistemas dunares asociados, el límite interno de la playa se define por un escarpe sedimentario de baja altura (1-3 m).
Rocosa Baja	31,6 %	Litoral dominado por el afloramiento del substrato granítico. Forman acantilados de baja pendiente y altura inferior a 3 m.
Acantilado rocoso	5,2 %	Afloramientos rocosos con importantes pendientes y alturas superiores a los 3 m.

Fuente: Elaboración propia.

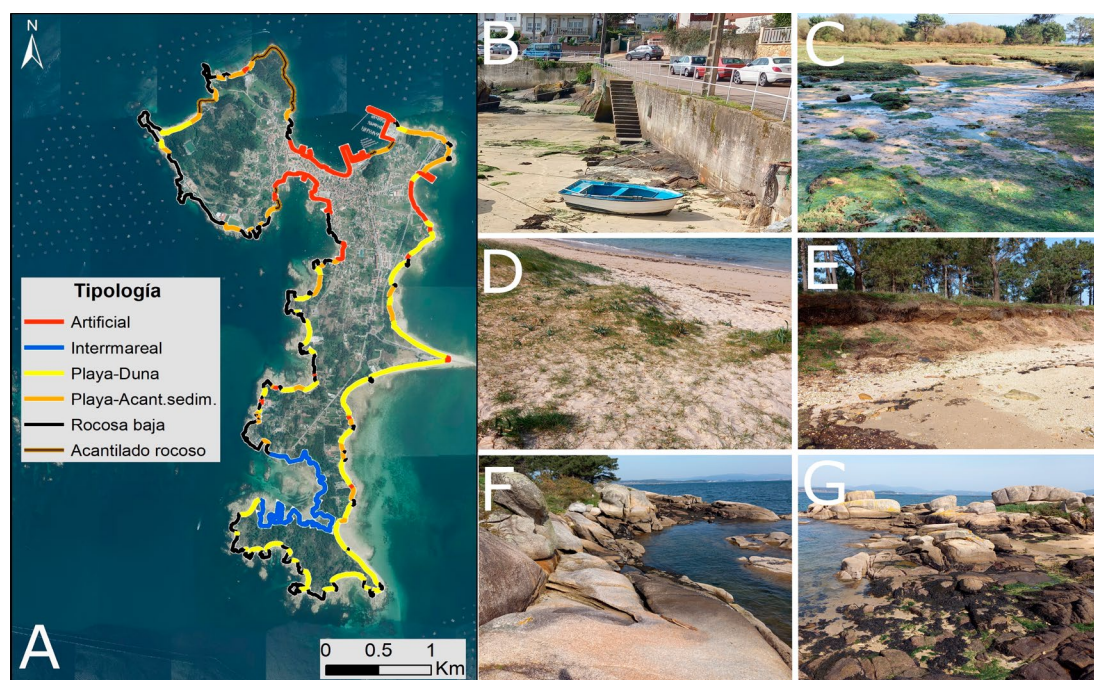
La distribución espacial de cada categoría morfodinámica permite realizar una caracterización del litoral de la isla de Arousa (Figura 2). La costa rocosa baja es la más común de las seis tipologías, siendo la que domina en todo el flanco occidental, mientras que los sistemas playa-duna dominan el flanco oriental. El carácter recortado del litoral arousano dificulta la simplificación excesiva a la hora de establecer su caracterización, por lo que es necesario un análisis más pormenorizado de los diferentes sectores de la isla. El extremo NE (O Monte), donde se concentran las mayores alturas y pendientes, exhibe un litoral dominado por la costa rocosa, siendo prácticamente el único sector en donde se encuentran acantilados rocosos. Aparecen algunas pequeñas playas con acantilados sedimentarios, y únicamente aparece un arenal con un sistema dunar asociado, orientado hacia el NO, y que se ha tomado como uno de los cuatro sectores de estudio de la evolución litoral. El estrechamiento que une las zonas NE y NO de la isla, se caracteriza por el carácter artificial de la línea de costa, pues se trata del área con mayor densidad de urbanización, y donde se concentran las infraestructuras portuarias. El extremo NE se caracteriza por las playas con acantilado sedimentario, además de alguna zona artificializada.

La parte central de la isla tiene dos flancos claramente diferenciados. El flanco occidental es más energético, y se caracteriza por una intercalación entre los ambien-

tes rocoso bajo y arenales. Los sistemas playa-duna no muestran gran desarrollo, pues los hábitats dunares suelen estar limitados a un estrecho margen entre las playas y las construcciones o vías de comunicación. Por su parte, el flanco oriental, menos energético, presenta un carácter más rectilíneo, dominado por extensos sistemas playa-duna de pendiente suave y perfil disipativo. Al norte del puente encontramos zonas con tipología playa-acantilado sedimentario con claras muestras de retroceso.

La zona meridional de la isla presenta una dicotomía clara, entre la ensenada de A Brava y la península de O Carreirón. La ensenada ocupa una depresión tectónica, que define su orientación NO, provocando que el oleaje se difracte y pierda energía al entrar en la ensenada. La profundidad es muy escasa, configurando un amplio sistema intermareal ocupado en su parte interna por una marisma. El litoral de O Carreirón es muy recortado y se caracteriza por las pequeñas calas con sistemas dunares asociados, separadas por salientes rocosos. Es el sector más expuesto al oleaje y al viento, lo que provoca que las playas tengan mayores pendientes y perfiles más reflectivos. Al ser un espacio natural protegido, no existen construcciones, por lo que los sistemas dunares alcanzan mayor extensión hacia el interior.

Figura 2. Caracterización y zonificación de las tipologías morfodinámicas de A Illa de Arousa.



Leyenda: A) Zonificación de los ambientes morfodinámicos; B) Artificial; C) Intermareal; D) Playa-duna; E) Playa-acantilado sedimentario; F) Acantilado rocoso; G) Rocosa baja.

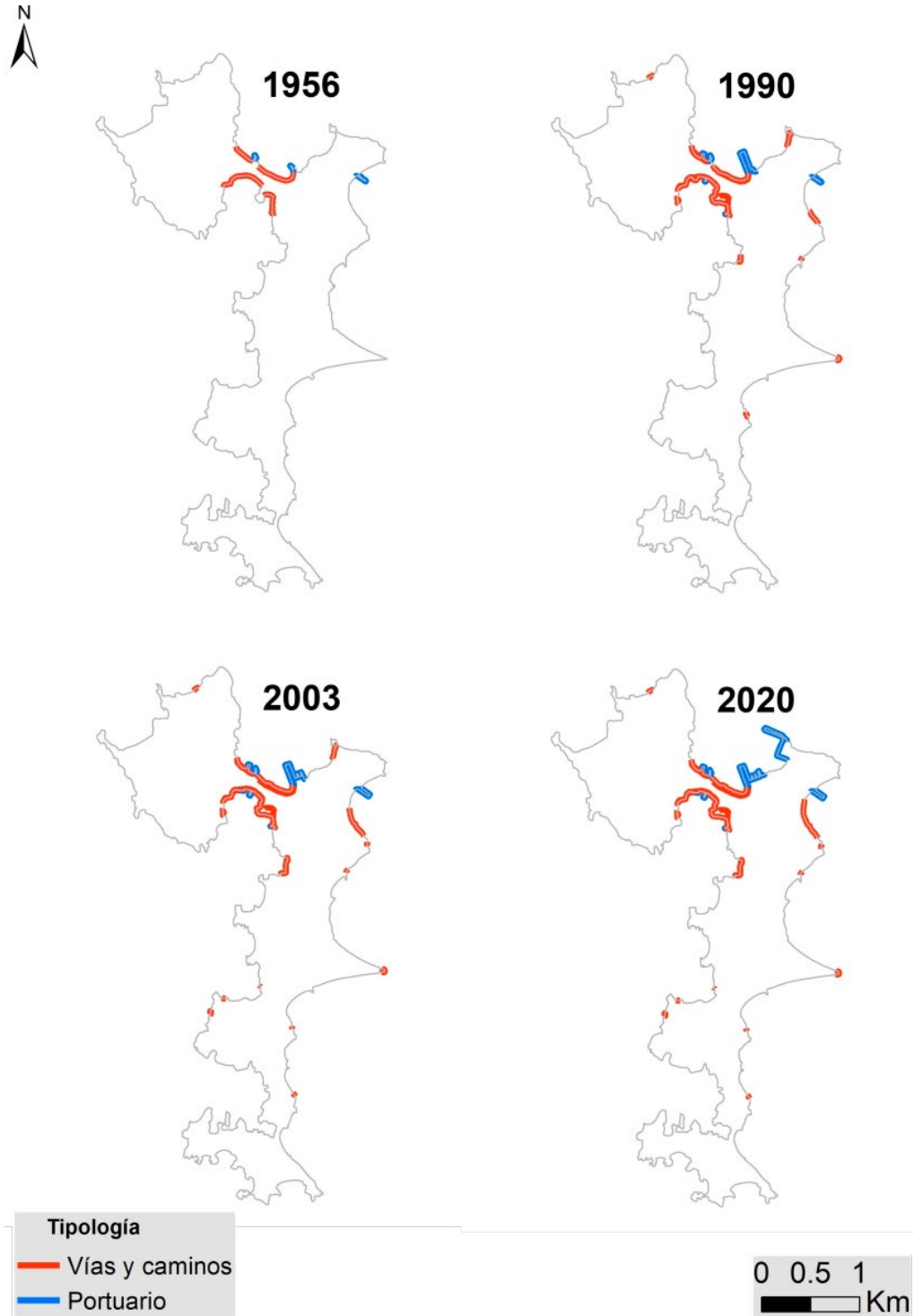
Fuente: Elaboración propia.

4.2. Evolución del litoral artificial

Aunque el análisis a través de las imágenes aéreas antiguas puede ser complejo y de precisión limitada, si se puede analizar la evolución de la extensión de litoral artifi-

cializado (Figura 3), pues su cartografiado resulta posible incluso en los fotogramas en blanco y negro del vuelo americano de 1956.

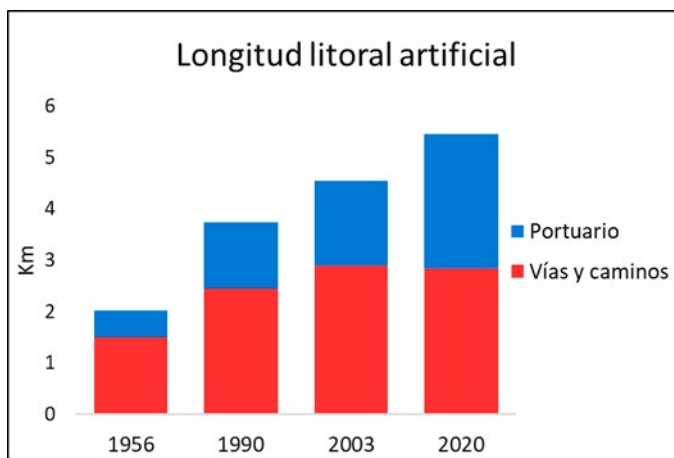
Figura 3. Evolución del litoral artificial de A Illa de Arousa.



Fuente: Elaboración propia.

La evolución del litoral artificial entre 1956 y 2020 (Figuras 3 y 4) denota un aumento de la presión urbanística sobre la costa. En el año 1956 el litoral artificial ocupaba algo más de 2 km, de los cuales 1,5 km correspondía a carreteras costeras del núcleo urbano de A illa de Arousa. Las infraestructuras portuarias se limitaban a tres pequeños muelles situados en la zona septentrional, cerca del núcleo urbano. En 1990 el litoral artificial se incrementa hasta los 3,7 km, aumento derivado de la ampliación del paseo marítimo, la ampliación de algunas vías y la construcción del puente. La superficie portuaria se duplica gracias a la primera ampliación del muelle de Xufre, que supone la desaparición de una playa situada al norte del núcleo urbano. Entre 1990 y 2003 el aumento de la línea litoral artificializada es menor, pasando de 3,7 km a 4,5 km, debido principalmente a la ampliación de dos muelles y algunas estabilizaciones de pequeños tramos del frente costero. Por último, entre 2003 y 2020 no se incrementa la superficie de caminos y vías, mientras que la superficie dedicada a las actividades portuarias se incrementa en casi 1 km por la ampliación y construcción de un dique rompeolas en el puerto de Xufre, lo que eleva la longitud total del artificializado a 5,4 km, el 17,4 % del litoral arouzano. Aunque este aumento es progresivo desde mediados del siglo XX, la mayoría del litoral artificializado se mantiene en la zona N-NE, mientras que el sector meridional se mantiene libre de construcciones.

Figura 4. Evolución de la longitud del litoral artificial de A Illa de Arousa.



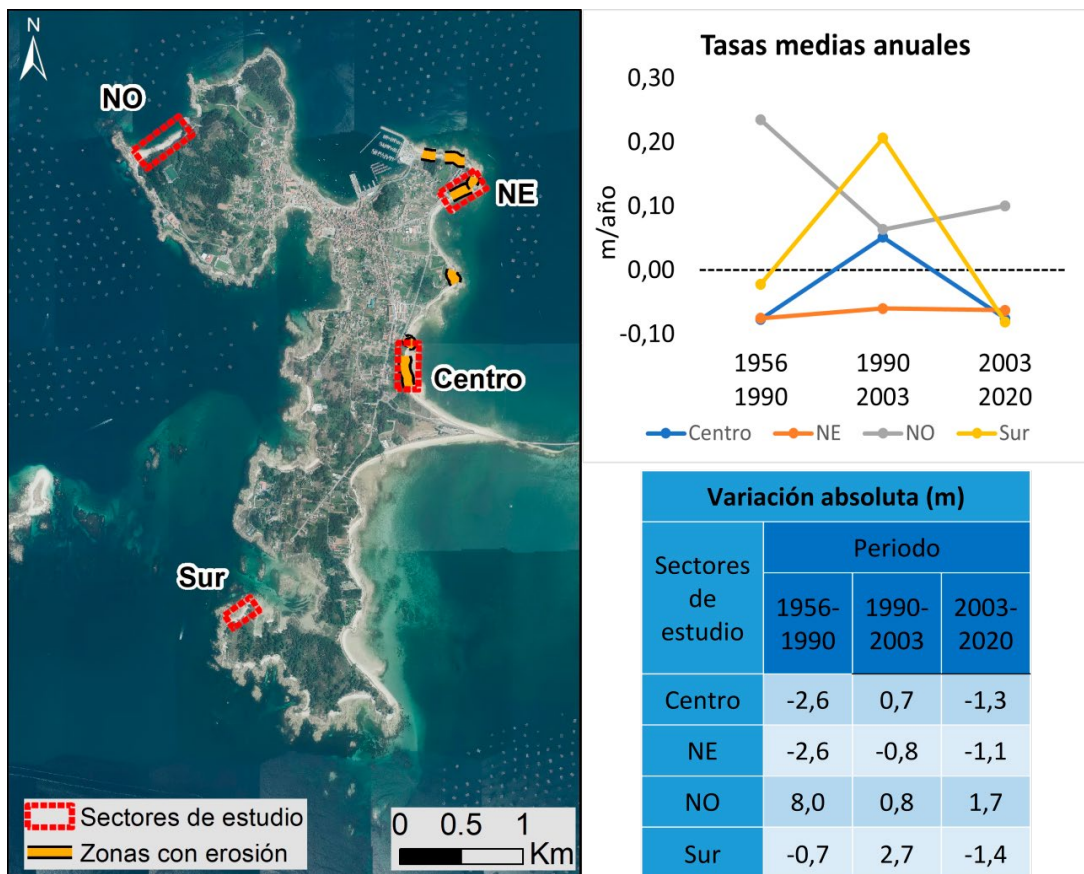
Fuente: Elaboración propia.

4.3. Variación del frente litoral (1956-2020)

Las primeras observaciones realizadas en campo permitieron identificar algunas zonas con evidencias de erosión activa. Para valorar la dinámica general del frente litoral de la isla (Figura 5), se eligieron 4 sectores de análisis: Centro, NO, NE y Sur. Una vez realizados los cálculos con la herramienta DSAS para los tres períodos de análisis, se puede observar que la dinámica del frente no es igual en toda la isla, pues algunos sectores evidencian retroceso y otros parece estar estabilizados. El sector central se circunscribe a una zona del flanco oriental, al norte del puente, ocupada por playa con

un acantilado sedimentario adosado orientado al O-ONO, de potencia variable entre 0,5 y 1,5 m, compuesto por una matriz fina intercalada con algunos niveles de cantos. Los datos señalan un retroceso medio de más de 3 m entre 1956 y 2020, aunque entre 1990-2003 se produce una ligera progradación (+0,05 m/año), producida posiblemente por una revegetación temporal. El retroceso máximo detectado entre 1956 y 2020 supera los 12 m, con una tasa media de -0,08 m/año. En el mismo flanco, pero más septentrional, se sitúa el sector NE. Se corresponde con una playa con acantilado sedimentario orientado al SO-O, con potencia variable entre 1,5-3 m, compuesto por material heterométrico que se dispone en diferentes niveles edafo-sedimentarios. Entre 1956 y 2020 el retroceso medio del sector es de 4,5 m, mientras que algunas partes alcanzan casi los 10 m. Las tasas en los periodos 1956-1990 (-0,08 m/año) y 2003-2020 (-0,06 m/año) son muy similares a las del sector central, sin embargo, el periodo 1990-2003 (-0,06 m/año) también presenta erosión. Las tasas medias anuales en los tres intervalos temporales son semejantes, indicando una dinámica erosiva continuada.

Figura 5. Zonas afectadas por la erosión y variación del frente litoral de A Illa de Arousa.



Fuente: Elaboración propia.

Los otros dos sectores analizados se sitúan en el flanco occidental de la isla, el más expuesto y energético. El sector NO sitúa es un sistema playa-duna con orienta-

ción NO. El sistema dunar presenta una franja de *foredunes* parcialmente vegetadas. Los datos muestran un importante avance entre 1956 y 1990, donde el frente dunar progradó 8 m (+0,23 m/año). Posteriormente se ralentiza, pero manteniendo medias anuales positivas de 0,06 m/año (1990-2003) y 0,10 m/año (2003-2020). El sector Sur se localiza en la península de O Carreirón. La zona estudiada se corresponde con una playa-duna orientada hacia el NO, pero con una franja de *foredunes* más estrecha que la analizada en el sector NO. Los datos indican que entre 1956 y 2020 se produjo un ligero avance medio del frente litoral de 0,6 m, aunque en los periodos 1956-1990 (-0,02 m/año) y 2003-2020 (-0,08 m/año) presenta tasas erosivas. La escasa variación absoluta, junto con la ausencia de una tendencia clara, sugieren que se trata de un sector estable, sometido a las variaciones morfodinámicas propias de un sistema playa-duna.

5. DISCUSIÓN

La zonificación del litoral en base a las seis tipologías empleadas, establecen algunas características diferenciadoras entre los sectores. El flanco oriental, con un oleaje menos energético, tiene una línea costera más rectilínea, dominada por playas de poca pendiente y perfil disipativo. El flanco occidental, tiene un carácter mucho más recortado, con arenales de menor tamaño y con mucha más abundancia del litoral rocoso bajo. El frente meridional, el más expuesto de la isla, está formado por una intercalación de pequeñas calas de perfil reflectivo y salientes rocosos. El extremo noroeste (O Monte) presenta las mayores alturas y pendientes, dando lugar a un litoral donde abundan los acantilados rocosos y la costa sedimentaria decrece en representación.

La artificialización de frente costero se incrementa notablemente desde mediados del siglo XX, ya que pasa de los 2 km de litoral artificial en 1956, a casi 5,5 km en el año 2020. Este aumento es el resultado de las continuas ampliaciones del paseo marítimo del núcleo urbano de A illa de Arousa, la construcción de escolleras y vías de comunicación, y la expansión de las instalaciones portuarias que alberga el municipio, destacando el puerto de Xufre. Aunque el aumento es progresivo en los intervalos temporales estudiados (1956-1990; 1990-2003 y 2003-2020), en el último período (2003-2020) apenas se identifican procesos de urbanización/estabilización del frente litoral a excepción de la ampliación del puerto de Xufre, lo que puede derivar de un mayor control urbanístico y del nuevo marco jurídico sobre la protección de los hábitats costeros: Ley de Costas de 1988 y sus posteriores reglamentos; su declaración como espacio Red Natura 2000 (Zona de Especial Protección para Aves en 1990 y Lugar de Importancia Comunitaria en 2004), o la aprobación del Plan General de Ordenación municipal de A Illa de Arousa en el año 2002. Si bien, esta afirmación deberá ser tratada con mayor profundidad en futuros trabajos, que procuren dirimir el posible papel de los cambios jurídicos y normativos en el descenso de la artificialización del margen litoral.

La evolución del frente litoral en los cuatro sectores analizados denota dinámicas diferentes. Los sectores Central y NE presentan una dinámica erosiva, estimándose un retroceso medio entre 1956 y 2020 de 4,5 m en el sector NE y 3,2 m en el Central. Las

tasas medias de retroceso anuales (0,08 - 0,07 m/año) son constantes, no obstante, el sector Central presenta una pequeña recuperación entre 1990-2003, con un ligero avance, interpretable como una revegetación puntual, pues las condiciones climáticas de la costa gallega permiten una rápida vegetación de estos sistemas. El sector NO presenta las tasas de avance más elevadas, lo que parece indicar una progradación del sistema dunar, sobre todo de la parte meridional de la playa. Existen otros trabajos donde se detectan progradaciones de los sistemas dunares desde mediados del siglo XX en la costa atlántica de Galicia (Blanco-Chao & Gómez-Rey, 2018), sin embargo, la interpretación de la ortofotografía de 1956 hace suponer que los límites del frente se situarían en una posición más cercana a las actuales, por lo que estaríamos ante un proceso de fitoestabilización, con un ligero avance del frente. El sector sur presenta una alternancia de periodos erosivos y de avance, pero de escasa magnitud, por lo que se puede considerar un sector estabilizado.

La localización de las zonas afectadas por los procesos erosivos permite interpretar las posibles causas relacionadas con estas dinámicas regresivas en sectores concretos. Si comparamos las áreas que presentan erosión, con las tipologías morfodinámicas analizadas en el apartado anterior, se observa que la práctica totalidad de estas se produce en ambientes playa-acantilado sedimentario, mientras que las zonas con ambientes playa-duna no tendrían el mismo nivel de afectación. La primera hipótesis a valorar se sustentaría en la posible relación de la artificialización del litoral o incluso la construcción en 1985 del puente que conecta la isla con el continente, pues las zonas regresivas se sitúan todas al norte de este. Sin embargo, que las tasas erosivas sean constantes en los tres periodos analizados, sugiere que el puente no es la razón principal que explica los cambios en estos sectores. Otra posible causa puede derivar en una mayor incidencia del oleaje, más aún en un escenario global de subida del nivel del mar, pues un oleaje más energético o un incremento de los temporales podrían ocasionar un retroceso de los acantilados edafo-sedimentarios, al mismo tiempo que las playas con sistemas dunares asociados, podrían adaptarse mejor a estos cambios (Jackson *et al.*, 2019). Los estudios realizados en el cercano islote de Areoso (Blanco-Chao, Cajade-Pascual & Costa-Casais, 2020) reflejan unas tasas erosivas muy superiores a las registradas en Arousa, que se incrementa significativamente a partir de la década de 1980, siendo el flanco occidental el más afectado. En el caso de la isla de Arousa, las zonas afectadas se localizan en el flanco opuesto mientras que las tasas se mantienen similares en los tres periodos analizados. La única coincidencia aparente entre ambas islas, a pesar de su proximidad, radica en que las zonas afectadas por la erosión coinciden con el flanco menos expuesto al oleaje. La escasa similitud entre ambos casos sugiere que los factores causantes del retroceso tienen un carácter local. Futuros estudios deberán ahondar en esta cuestión para intentar establecer las relaciones causa-efecto que provocan la erosión de estos sectores.

6. CONCLUSIONES

Una correcta caracterización del litoral es una condición indispensable para la gestión de este medio altamente dinámico, y que se encuentra sometido a una fuerte presión antrópica, todo ello en un contexto global de aumento del nivel del mar. El empleo

de la herramienta SIG ofrece multitud de oportunidades para llevar a cabo estudios cada vez más detallados. No obstante, la dificultad para cartografiar e interpretar con precisión las imágenes aéreas, remarca y hace necesario realizar un trabajo de campo complementario y exhaustivo, que subsane las posibles deficiencias del trabajo de gabinete.

El litoral de la isla de Arousa se caracteriza por su carácter recortado que conlleva, junto a las variables estructurales y dinámicas, la existencia de una amplia variedad de ambientes costeros en este enclave situado en la parte interna de la ría de Arousa. Como en gran parte de la costa gallega, se ha podido detectar un aumento de la artificialización de la franja costera. En el caso de Arousa, la construcción y ampliación de las infraestructuras portuarias se han convertido en las principales modificaciones que han afectado a la transformación del margen litoral.

La evolución del frente litoral entre 1956 y 2020 sugiere diferencias entre los distintos sectores de Arousa. Mientras el flanco occidental parece estar estabilizado, la mitad septentrional del flanco oriental está afectada por procesos erosivos, siendo los acantilados edafo-sedimentarios las formaciones más amenazadas. Las causas que están provocando los activos procesos erosivos no están claras, por lo que deberán ser abordadas en siguientes estudios.

REFERENCIAS

- ARANDA, M., GRACIA, F., PERALTA, G. & FLOR-BLANCO, G. (2020). Towards a Comprehensive Functionality Assessment of Estuaries: First Approaches in San Vicente de la Barquera Estuary (Cantabria, Spain). En: *Estuaries and Coastal Zones in Times of Global Change* (pp. 301-319). Singapore: Springer.
- BERGILLOS, R. J., RODRIGUEZ-DELGADO, C., CREMADES, J., MEDINA, L. & IGLESIAS, G. (2020). Multi-criteria characterization and mapping of coastal cliff environments: A case study in NW Spain. *Science of The Total Environment*, 746, 140942. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140942
- BLANCO-CHAO, R. & GÓMEZ-REY, G. (2018). Progradación y rotación de un sistema playa -duna: playa de río Sieira, ría de Muros, Galicia. En: R. Blanco-Chao et al. (Coord.), *Xeomorfoloxía e paisaxes xeográficas. Catro décadas de investigación e ensino* (pp.41-54). Santiago de Compostela: Universidade de Santiago de Compostela.
- BLANCO-CHAO, R., CAJADE-PASCUAL, D. & COSTA-CASAI, M. (2020). Rotation, sedimentary deficit and erosion of a trailing spit inside ria of Arousa (NW Spain). *Science of The Total Environment*, 749, 141480. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141480
- BOAK, E. H. & TURNER, I. L. (2005). Shoreline definition and detection: a review. *Journal of coastal research*, 21(4), 688-703. DOI: 10.2112/03-0071.1
- CASAL, G., SÁNCHEZ-CARNERO, N. & FREIRE, J. (2010). Generación de una línea de costa digital de Galicia (NW España) a gran escala, utilizando fotointerpretación y segmentación dinámica. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 53, 7-19.
- FRAILE-JURADO, P. & FERNÁNDEZ-DÍAZ, M. (2018). Escala, esfuerzo digitalizador y fractalidad en la línea de costa. *GeoFocus*, 21, 253-277. DOI: 10.21138/GF.568
- FLOR, G. & FLOR-BLANCO, G. (2005). An introduction to the erosion and sedimentation problems in the coastal regions of Asturias and Cantabria (NW Spain) and its implications on environmental management. *Journal of Coastal Research*, 49, 58-63.

- FLOR-BLANCO, G., FLOR, G., & PANDO, L. (2013). Evolution of the Salinas-El Espartal and Xagó beach/dune systems in north-western Spain over recent decades: evidence for responses to natural processes and anthropogenic interventions. *Geo-Marine Letters*, 33(2-3), 143-157. DOI: 10.1007/s00367-012-0301-3
- GOMEZ-PAZO, A. & PEREZ-ALBERTI, A. (2016). Application of GIS in the morphological classification of types of coast: The example of Cíes Islands (Galicia, NW Iberian Peninsula). *GOT - Geography and Spatial Planning Journal*, 1(9), 161-185. DOI: 10.17127/got/2016.9.008
- GÓMEZ-PAZO, A., PÉREZ-ALBERTI, A. & OTERO PÉREZ, X. L. (2019). Recent evolution (1956–2017) of rodas beach on the Cíes Islands, Galicia, NW Spain. *Journal of Marine Science and Engineering*, 7(5), 125. DOI: 10.3390/jmse7050125
- GONZÁLEZ-VILLANUEVA, R., COSTAS, S., PÉREZ-ARLUCEA, M., JEREZ, S. & TRIGO, R. M. (2013). Impact of atmospheric circulation patterns on coastal dune dynamics, NW Spain. *Geomorphology*, 185, 96-109. DOI: 10.1016/j.geomorph.2012.12.019
- HIMMELSTOSS, E. A., HENDERSON, R. E., KRATZMANN, M. G. & FARRIS, A. S. (2018). Digital Shoreline Analysis System (DSAS) version 5.0 user guide. *US Geological Survey Open-File Report*, 2018-1179. DOI:10.3133/ofr20181179
- JACKSON, D. W., COSTAS, S., GONZÁLEZ-VILLANUEVA, R. & COOPER, A. (2019). A global 'greening' of coastal dunes: An integrated consequence of climate change? *Global and Planetary Change*, 182, 103026. DOI: 10.1016/j.gloplacha.2019.103026
- OJEDA, J. (2000). Métodos para el cálculo de la erosión costera. Revisión, tendencias y propuesta. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 30, 103-118.
- PUERTOS DEL ESTADO (2017). Clima Medio de Oleaje. Punto SIMAR 3011012. Retrieved from <http://www.puertos.es/es-es/oceanografia/Paginas/portus.aspx>

EL PLAN DE PAISAJE Y ZONA TAMPÓN DEL BIEN PIRINEOS-MONTE PERDIDO

THE LANDSCAPE PLAN AND BUFFER ZONE OF THE PIRINEOS-MONTE PERDIDO

Paloma Ibarra Benlloch¹ y Elena Villagrasa Ferrer²

¹ Instituto de Ciencias Ambientales (IUCA). Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza, pibarra@unizar.es, 0000-0003-3901-164X

² Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Gobierno de Aragón, evillagrasa@aragon.es,

Resumen

El Bien Pirineos-Monte Perdido fue inscrito en 1997 en la lista de Patrimonio Mundial de la UNESCO destacando su condición de Bien mixto, que combina de forma armónica e indisoluble valores naturales y culturales. Se parte de la hipótesis de que el mantenimiento de la autenticidad e integridad de este Bien, pasa por la adecuada protección, gestión y ordenación de sus paisajes. La elaboración de un Plan de paisaje y la delimitación de una zona tampón como acciones prioritarias del Plan de Gestión del Bien pueden interpretarse como la confirmación de esta hipótesis. Se sintetizan sus resultados combinando las dimensiones geosistémica, visual y subjetiva del paisaje y los métodos asociados a cada una de ellas.

Los resultados incluyen una primera parte en la que se explica la singularidad y calidad excepcional de Bien así como las claves del diagnóstico y evolución de los paisajes. Una segunda parte con la prospectiva y escenarios y la propuesta de 31 Objetivos de calidad paisajística y una tercera parte con las acciones asociadas. La estrategia planteada se apoya en una zona tampón que integra los núcleos de población tradicionales donde el pastoralismo y la trashumancia siguen activos y están vinculados a los pastos de altura de la zona núcleo del Bien y al mosaico de paisajes agroganaderos de su entorno.

Palabras clave: Patrimonio mundial, Pirineos-Monte Perdido, Plan de paisaje, paisajes agroganaderos.

Abstract

In 1997 Pyrenees-Monte Perdido was inscribed on UNESCO's World heritage list, with a condition of a mixed good, combining in an harmonic and indissoluble way both cultural and natural values.

It is assumed that the maintenance of the authenticity and integrity of this property depends on the adequate protection, management and planning of its landscapes. The development of a Landscape Plan and the delimitation of a buffer zone as priority actions in the Management Plan for the property can be interpreted as confirmation of this hypothesis. The results of those plans and synthesized in this paper. We followed the European Landscape Convention's recommendations, combining all geosystemic, visual and subjective landscape dimensions, and the methods associated to each one of them.

The results include a section in which the singularity and exceptional quality of the Good is explained, among with the keys of landscaping diagnosis and evolution. A second section deals with the prospective and scenarios and the proposal about the 31 Objectives of landscape quality and its associated actions. The proposed strategy is supported on a buffer zone integrating the traditional population nucleus where sheepherding* and migration are still active and linked to the Good's nucleus' upland pasture and the farming landscapes mosaic of its environment.

Keywords: World heritage, Pyrenees-Monte Perdido, Landscape Plan, farming landscapes.

1. INTRODUCCIÓN

El *Bien Pirineos - Monte Perdido* fue inscrito en 1997 en la lista de Patrimonio Mundial de la UNESCO en reconocimiento a unos paisajes y valores naturales y culturales excepcionales, reforzados por su carácter transfronterizo al extender su territorio por España y Francia. La realización de un Plan de Paisaje a escala del *Bien* es una de las acciones prioritarias aprobadas de su Plan de gestión, en el marco del POCTEFA 2014-2020. El proyecto ha sido cofinanciado al 65% por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del Programa Interreg V-A España-Francia-Andorra (POCTEFA 2014-2020). El objetivo del POCTEFA es reforzar la integración económica y social de la zona fronteriza España-Francia-Andorra. Su ayuda se concentra en el desarrollo de actividades económicas, sociales y medioambientales transfronterizas a través de estrategias conjuntas a favor del desarrollo territorial sostenible. Se parte de la hipótesis de que el mantenimiento de la autenticidad e integridad de este territorio Patrimonio Mundial, pasa por la adecuada protección, gestión y ordenación de sus paisajes. Por ello, la demanda de elaboración de un Plan de paisaje y la delimitación de una zona tampón como acciones prioritarias del Plan de Gestión del Bien, pueden interpretarse como la confirmación de esta hipótesis en la línea de las recomendaciones del Convenio Europeo del Paisaje (CE, 2000) y de los retos de su aplicación en España (Gómez y Riesco, 2010, Mata, 2014).

El Plan de Paisaje que se presenta ha sido realizado mediante una asistencia técnica por un equipo interdisciplinar de la Universidad de Zaragoza coordinado por Paloma Ibarra, primera firmante de esta comunicación siendo los miembros del equipo redactor: Patricio Álvarez, Carlos Ávila, José Bermejo, Diego Cover, José Ignacio Canudo, Rafael Domingo, M^a Teresa Echeverría, Pablo de la Cal, Juan de la Riva, Noemí Lana-Renault, Javier Martínez-Vega, Lara Molina, Lourdes Montes, Raquel Montorio, Ignacio Pardinilla, Francisco Pellicer, Pilar Poblador, Isabel Rabanaque, María Sebastián, Eva Tomás y Mónica Vázquez. La dirección técnica ha correspondido a Elena Villagrasa, actual directora del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y segunda firmante de la comunicación que pretende difundir sus resultados.

La principal finalidad de este plan de paisaje es colaborar en el mantenimiento de la autenticidad e integridad del *Bien* en la consideración de que es imprescindible introducir la perspectiva paisajística en la planificación de este espacio que ha de ir ligada a la propuesta de una zona tampón de la que se carece hasta el momento.

El plan presentado se organiza en tres partes que se sintetizan a continuación:

- Parte I. Aspectos paisajísticos responsables de la singularidad y calidad excepcional del *Bien*. Diagnóstico, evolución y cartografía de sus paisajes.
- Parte II. Prospectiva y escenarios de evolución de los paisajes del *Bien*. Objetivos de calidad del paisaje. Propuesta de zona tampón del *Bien* y normativa a aplicar.
- Parte III. Plan de acción para las zonas núcleo y tampón del *Bien*. Bases para la puesta en marcha del Observatorio fotográfico de sus paisajes.

2. PARTE I. ASPECTOS PAISAJÍSTICOS RESPONSABLES DE LA SINGULARIDAD Y CALIDAD EXCEPCIONAL DEL BIEN. DIAGNÓSTICO, EVOLUCIÓN Y CARTOGRAFÍA DE SUS PAISAJES.

2.1. Aspectos paisajísticos responsables de la singularidad y calidad excepcional del bien

En el caso *Pirineos-Monte Perdido* es importante destacar su condición de *Bien mixto*, que combina de forma armónica e indisoluble factores naturales y también culturales, que han contribuido a crear un territorio singular con carácter propio. Los criterios UNESCO aplicados en la consideración de estos factores son los siguientes:

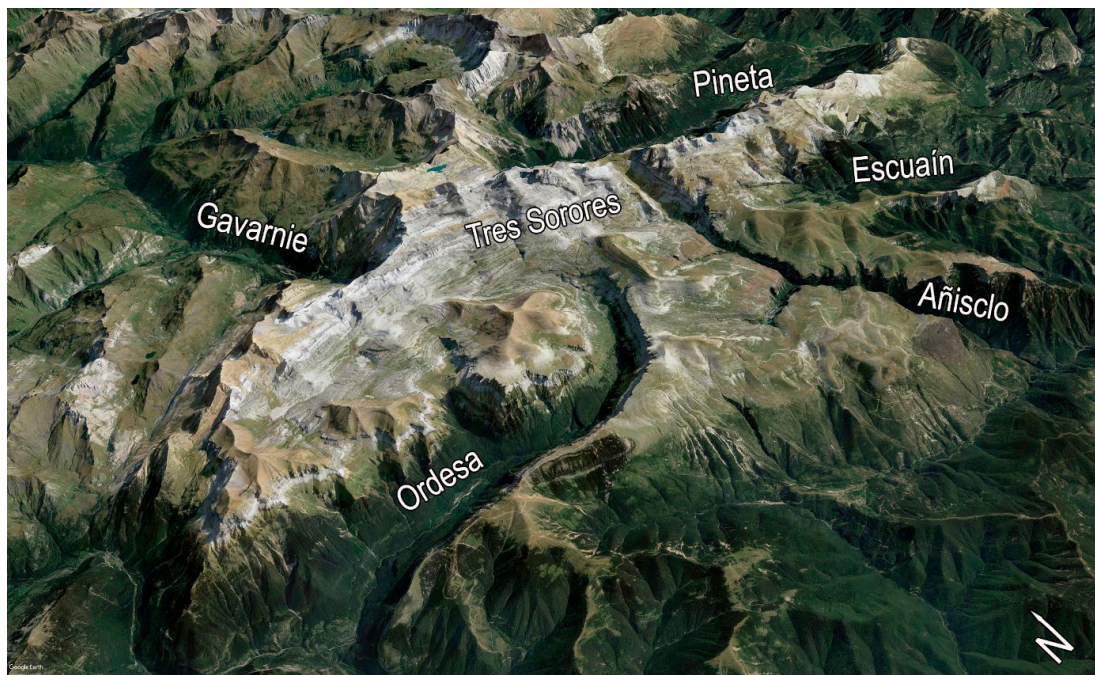
- *Criterio (III)*: las pastos y praderas del *Bien Pirineos - Monte Perdido*, con sus pueblos y su red de caminos, son testigos notables de un sistema de trashumancia excepcional en Europa, todavía practicado por siete comunidades que viven en torno al *Bien*.
- *Criterio (IV)*: los altos valles y la base de las cumbres calcáreas de *Pirineos - Monte Perdido* son un ejemplo sobresaliente de un paisaje parcialmente transformado por un sistema de trashumancia pastoril desarrollado en la Edad Media que todavía persiste en la actualidad.
- *Criterio (V)*: El modelo del hábitat de *Pirineos - Monte Perdido*, con sus pueblos, campos y praderas del valle, como base de una migración estacional de hombres y animales entre los pastos de verano de las tierras bajas y los pastos altos durante la temporada de verano, es un ejemplo sobresaliente de trashumancia antes generalizada en las regiones montañosas de Europa, pero que hoy en día es escasa.
- *Criterio (VII)*: El *Bien* presenta además un paisaje excepcional con praderas, lagos, cuevas, montañas y bosques naturales. La variedad de elementos geológicos, geomorfológicos, paisajísticos, faunísticos y florísticos implica un gran interés para la ciencia y la conservación, y lo convierten en una de las áreas alpinas protegidas más importantes de Europa.
- *Criterio (VIII)*: El *Bien* comprende una unidad geológica excepcional, un macizo calcáreo cuyo techo es Monte Perdido. Este macizo presenta una serie de formas de relieve características: profundos cañones y espectaculares circos de origen glaciar. La zona se ubica en el punto de colisión tectónica

entre las placas Ibérica y de Europa occidental. El paisaje resultante muestra claras diferencias a partir de la línea de cumbres, entre las laderas del norte (Francia) y las del sur (España).

Cabe señalar que los criterios III, IV y V hacen referencia fundamentalmente a aspectos del paisaje cultural, mientras que los criterios VII y VIII se centran en aspectos del paisaje natural. Es decir, es un *Bien mixto* que, aunque combina valores culturales y naturales, hace especial énfasis en el paisaje cultural.

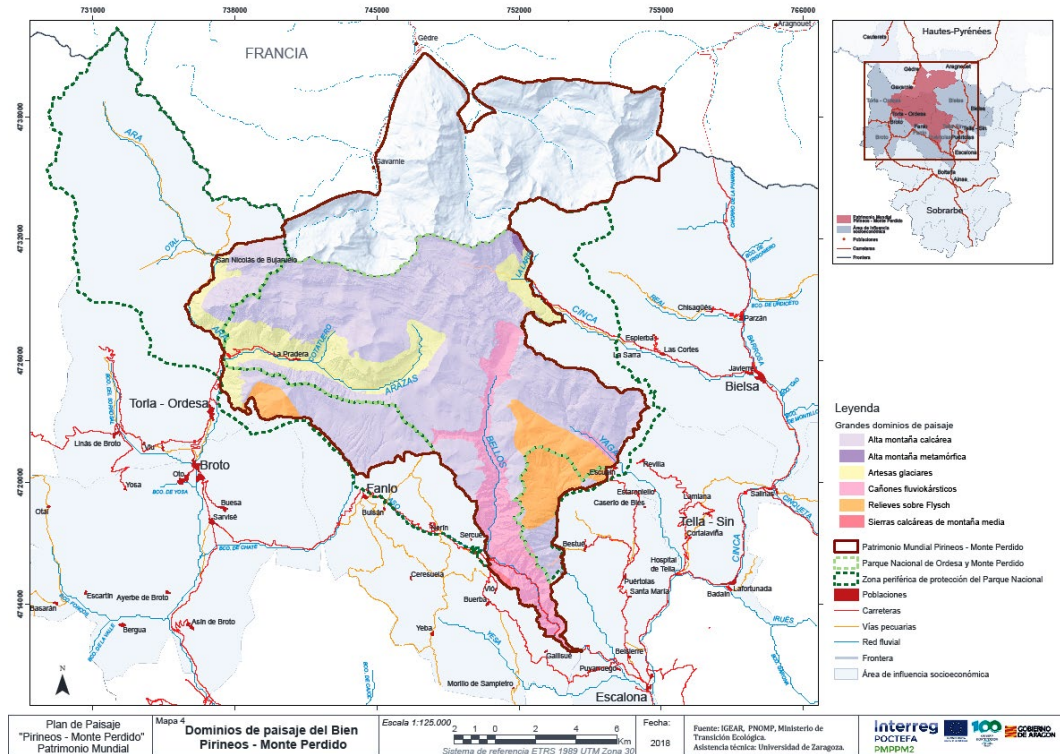
Los límites del *Bien* declarado Patrimonio Mundial se establecieron de acuerdo con la unidad de paisaje que incluye el macizo calcáreo de Tres Sorores (o Treserols) con Monte Perdido como pieza central (Figura 1) y no con los límites administrativos de las áreas protegidas de cada país. En el mapa de los dominios paisajísticos de la parte española del *Bien* (Figura 2), se pueden observar los límites del *Bien Pirineos-Monte-Perdido* así como los del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) y su zona periférica.

Figura 1. Imagen oblicua del Macizo de Tres Sorores y de los principales valles que conforman el espacio del *Bien Pirineos - Monte Perdido*.



Fuente: Google Earth

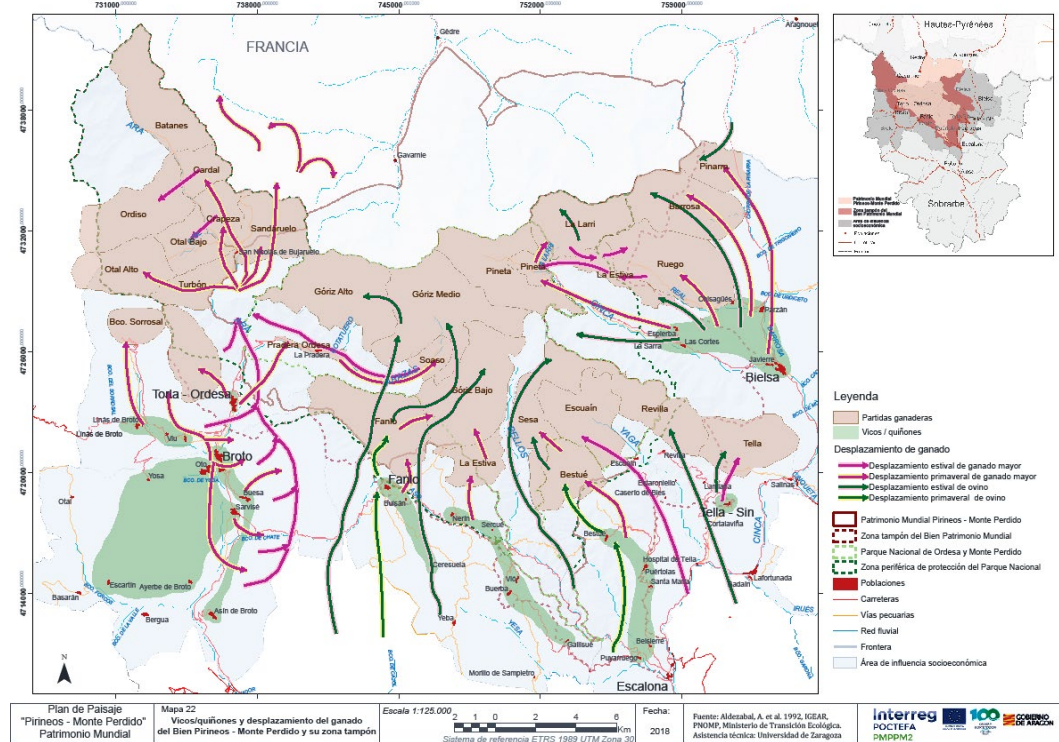
Figura 2. Mapa de la zona núcleo del *Bien* con la delimitación de sus Dominios paisajísticos.



Fuente: Elaboración propia a partir de IGEAR, PNOMP y Ministerio de Transición ecológica.

Los rasgos y valores del paisaje natural que justifican el valor universal del *Bien* están reconocidos por múltiples figuras de protección (PNOMP, Reserva de la Biosfera, Geoparque del Sobrarbe...), pero no es ese el caso de la gestión territorial agroganadera, que apenas es conocida ni valorada como agente modelador de los paisajes por el público general, ajeno a su importante papel en la existencia y mantenimiento del *Bien*. La ganadería era la actividad central de la economía pirenaica vinculada al *Bien* y su entorno (complementada por una agricultura de subsistencia y la explotación forestal) y se basaba principalmente en la práctica de la trashumancia que debía acomodarse a las características condiciones de la montaña, a saber, fuertes pendientes, escasos llanos, clima generalmente hostil, nieve en invierno, fuerte aislamiento, etc. (Pardinilla, 2013). De esta conjunción trashumancia-montaña surgió la organización de las comunidades y de sus asentamientos, pero también un exigente tipo de organización del territorio, de la propiedad y de la circulación de personas y animales desde la Baja Edad Media, aunque hay interesantes evidencias arqueológicas de ocupaciones previas del territorio, que incrementan los valores culturales del *Bien*. El mapa de la Figura 3 sintetiza este sistema de gestión territorial, basado en el uso de los puertos o estivas para pastos de altura, que ha modelado el paisaje de la zona.

Figura 3. Utilización tradicional de los puertos



Fuente: Elaboración propia a partir de Aldeazabal et al. 1992 e IGEAR, PNOMP y Ministerio de Transición ecológica.

En cuanto a la integridad del *Bien* y en referencia al impacto antropogénico en su formación, hay que recordar que los Pirineos forman parte del continente europeo, habitado por el ser humano desde hace cientos de miles de años y en el que muy pocas regiones conservan aún su integridad natural en armonía con los aprovechamientos antrópicos. Pese a ello, el desarrollo y los cambios acaecidos a lo largo de los siglos no han afectado ni a la geología ni a la topografía del *Bien*, que presenta una transformación armoniosa del entorno natural. Todavía se practica la trashumancia, aunque a menor escala que en siglos anteriores, con frecuentes movimientos de rebaños a ambos lados de la frontera y desde los núcleos rurales a las diferentes partidas ganaderas de los puertos, testimonio en algunos casos de los históricos repartos entre los llamados *Vicos* o *Quiñones* (agrupaciones de pueblos) (Figura 3). Además, durante décadas se han descartado numerosos proyectos de desarrollo (líneas ferroviarias, líneas eléctricas, zonas de esquí), incompatibles con la preservación del entorno natural preexistente. Por su parte, la caza en los parques nacionales se prohibió en 1918 en España y en 1967 en Francia.

La autenticidad del *Bien* recibe una alta consideración genérica en dos enfoques estrechamente relacionados: su uso y su apariencia. Si el uso es más significativo en términos de «paisaje cultural», el aspecto físico es esencial para singularizar la región concernida dentro de los Pirineos. El paisaje ha mantenido su autenticidad: en su génesis y mantenimiento prevalecen los factores naturales (geología, altitud y cli-

ma), mientras que el pastoreo, que se practica de forma regular, limita el crecimiento y extensión del matorral y arbolado, de modo que el paisaje montañoso está dominado por la presencia del pastizal, especialmente por encima de los 2000 m de altitud.

Los ganaderos siguen practicando una ganadería extensiva que encaja perfectamente con la forma de vida tradicional de la zona central de los Pirineos. Como bien identificaba el geógrafo Carl Sauer (1925) es precisamente la combinación de los elementos naturales y los elementos construidos por el hombre, la que conforma el carácter esencial de estos lugares del Pirineo, todavía.

El *Bien* es un testimonio inestimable de una sociedad de montaña del pasado, que en un paisaje natural excepcional ha construido a lo largo de los siglos un sinfín de elementos e infraestructuras: los pueblos e instalaciones de producción cotidiana, las bordas y las eras, los almacenes de grano y hierba, las granjas, los campos de labor, los pastizales y las mallatas, la red de caminos de montaña, puertos y cordales, las manifestaciones religiosas tan estrechamente ligadas a la economía de montaña, etc. El paisaje agropastoril actual plasma bien la historia del *Bien*. Su calidad se ha mantenido desde su inscripción, aunque en los últimos tiempos está experimentando una transformación abocada en buena medida al abandono de las actividades agrarias y sobre todo ganaderas, lo que hace más necesario que nunca el desarrollo del presente Plan de Paisaje.

Como todo paisaje, la realidad geográfica es reconocida por sus habitantes a través de múltiples filtros culturales: la realidad física es una, pero la percepción es múltiple. Para reflejar esa multiplicidad interpretativa, este Plan de Paisaje ha recabado, mediante encuestas y sesiones informativas/participativas, la opinión de los diferentes actores locales tanto sobre los valores de los paisajes naturales y culturales que justifican la existencia del *Bien* como sobre su diagnóstico y evolución en los últimos años. Así se han podido poner de manifiesto las Fortalezas, Oportunidades, Debilidades y Amenazas sobre los distintos componentes de estos paisajes: los naturales, los culturales agroganaderos, los urbanos, los vinculados al patrimonio arqueológico, artístico, etnográfico e inmaterial y los ligados al turismo que han ayudado a orientar las siguientes fases del plan de paisaje.

2.2. Diagnóstico, evolución y cartografía de sus paisajes.

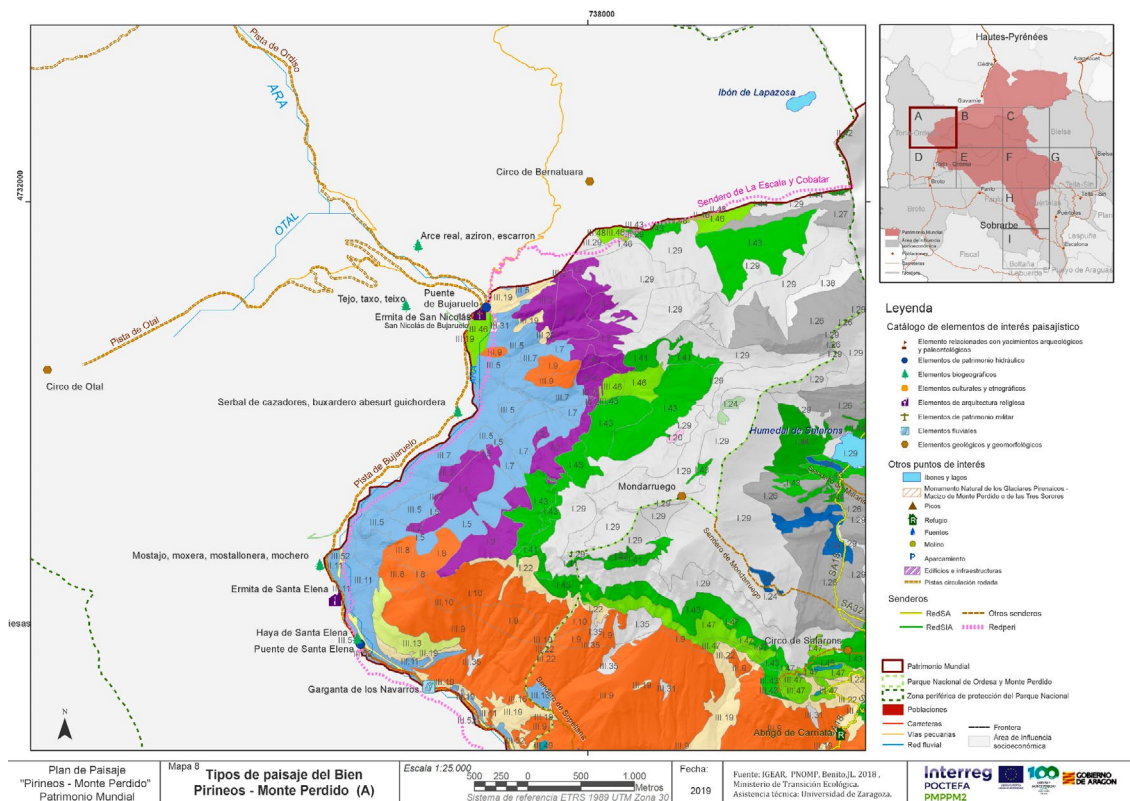
El diagnóstico de los paisajes del Bien es imprescindible para poder elaborar el Plan de Paisaje: es fundamental identificar las dinámicas paisajísticas y los principales procesos de transformación activos en el momento actual. Se ha hecho especial énfasis en explicar la evolución de los diferentes tipos de paisaje actuales desde etapas pasadas.

Desde el primer momento se ha tenido presente la importancia de identificar en el diagnóstico del paisaje una serie de claves que expliquen su evolución, de presentar dichas claves a los agentes locales del territorio para ser debatidas y recoger su opinión, y de que dicho intercambio de opiniones debía ser la base del planteamiento de los objetivos de calidad paisajística y del posterior plan de acciones dentro del Plan de Paisaje. Se ha buscado un enfoque coherente, que combine una doble aproximación al territorio: en función de criterios espaciales y paisajísticos, por un lado, y de los sectores de actividad por el otro. Se busca de esta forma dotar de mayor funcionalidad a los objetivos de calidad paisajística y facilitar que estos se puedan insertar en las diferentes estrategias ya existentes en el territorio.

Con objeto de facilitar el diagnóstico y su posterior presentación, discusión y consenso con los actores sociales del territorio, se han evaluado mediante un análisis DAFO (Debilidades, Amenazas, Fortalezas y Oportunidades) los tipos de paisaje agrupados y aspectos clave de sectores de actividad del territorio del Bien. El resultado de este análisis diagnóstico, que fue sometido posteriormente a un proceso de participación social y todo ello ha servido de base para las siguientes partes del plan.

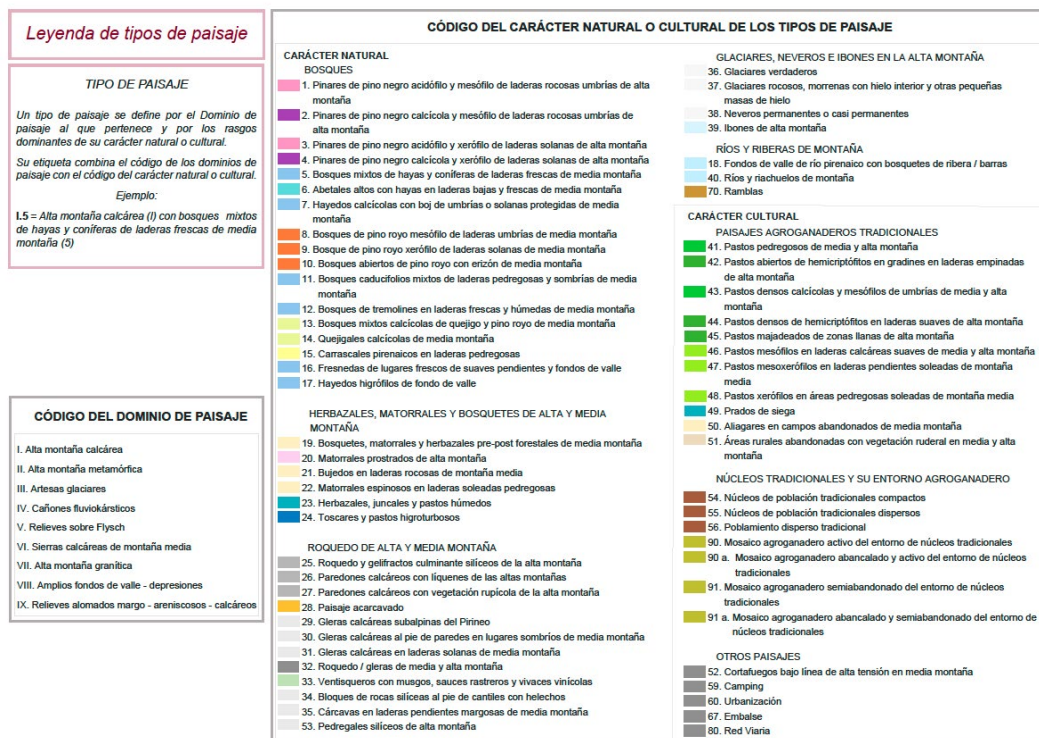
Así mismo, en esta fase se ha elaborado cartografía de las unidades de paisaje del Bien y de los dominios paisajísticos (Figura 2) a partir de los Mapas de Paisaje de la comarca del Sobrarbe (IGEAR, 2008). Pero sobre todo se ha elaborado una nueva cartografía actualizada y adaptada a este plan, de los tipos de paisajes naturales y culturales del Bien a escala 1:25.000, que incorpora los elementos de interés paisajístico y otros puntos de interés del catálogo como se observa en uno de los mapas de la serie (Figura 4). La leyenda diseñada para estos mapas de tipos de paisaje sintetiza muchos rasgos del carácter de estos paisajes y puede observarse en la Figura 5.

Figura 4. Mapa de la serie de tipos de paisaje escala 1:25.000



Fuente: Elaboración propia a partir de IGEAR, PNOMP y Ministerio de Transición ecológica.

Figura 5. Leyenda de la serie de Mapas tipos de paisaje escala 1:25.000



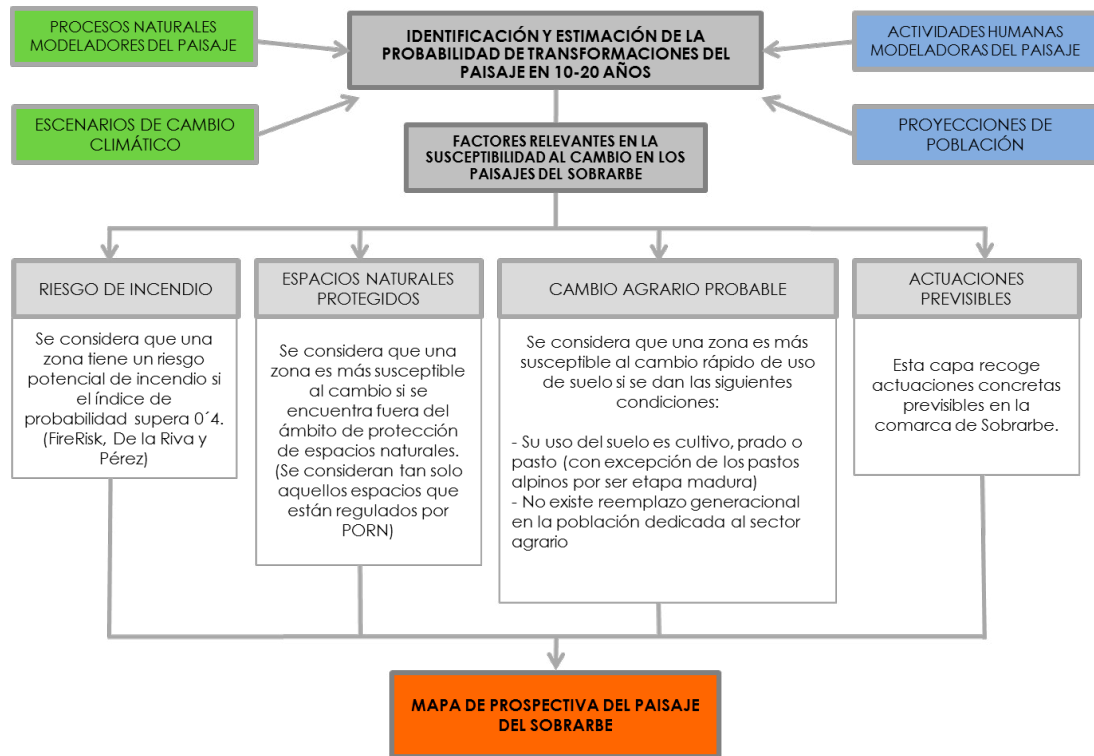
Fuente: Elaboración propia

3. PARTE II. PROSPECTIVA Y ESCENARIOS DE EVOLUCIÓN DE LOS PAISAJES DEL BIEN. OBJETIVOS DE CALIDAD DEL PAISAJE. PROPUESTA DE ZONA TAMPÓN DEL BIEN Y NORMATIVA A APLICAR.

3.1 Prospectiva y escenarios de evolución de los paisajes del bien

En la segunda parte se analizan los factores que pueden influir en el cambio en las tendencias evolutivas del paisaje del Bien habiéndose diferenciado dos grandes bloques: los naturales teniendo en cuenta un escenario de cambio climático, así como los factores socio-económicos y demográficos de la Comarca de Sobrarbe que se sintetizan en la Figura 6.

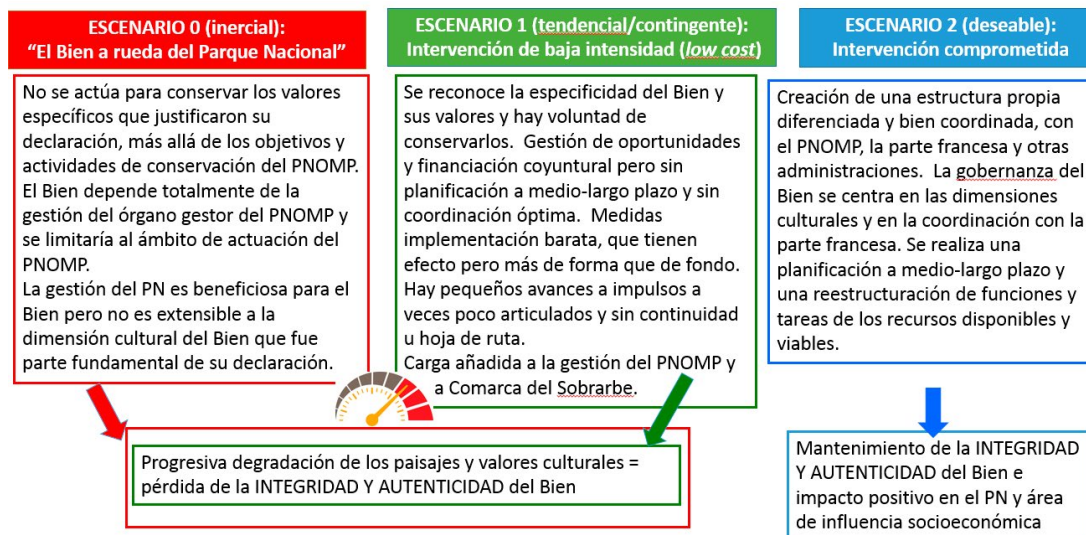
Figura 6. Factores relevantes en la susceptibilidad al cambio en los paisajes del Sobrarbe



Fuente: Mapas de paisaje de la Comarca del Sobrarbe, IGEAR.

Todos los análisis permiten reconocer tres escenarios posibles en el futuro del *Bien* (Figura 7), con consecuencias diferentes en cada caso, sobre la evolución del mismo en su conjunto; pero también de sus paisajes naturales y culturales por separado que no pueden detallarse en esta síntesis. Nuestras propuestas de Objetivos, Acciones (y su Cronograma) responden al escenario 2 (deseable) de intervención comprometida: aquel que contemplando la persistencia de algunas de las formas agroganaderas tradicionales, parece ser el único que garantiza la integridad y autenticidad del Paisaje del *Bien*, y por consiguiente el mantenimiento de su reconocimiento como *Bien de Patrimonio Mundial*. En este escenario deseable, la población local debe ser el actor principal en este territorio de montaña.

Figura 7. Escenarios posibles y consecuencias sobre el *Bien Pirineos-Monte Perdido* y su paisaje.



Fuente: Elaboración propia

3.2. Objetivos de calidad del paisaje

El siguiente paso ha sido la formulación de los objetivos de calidad paisajística definidos por el Convenio Europeo del Paisaje (Consejo de Europa, 2000) como "la formulación, por parte de las autoridades públicas competentes, de las aspiraciones de la población respecto a las características paisajísticas de su entorno". Son la respuesta a la pregunta: "¿Qué paisaje queremos?". Tras un proceso de participación ciudadana (encuestas), teniendo en cuenta los antecedentes normativos y por supuesto el análisis y diagnóstico previamente realizados, se han propuesto 31 objetivos de calidad paisajística (Figura 8), enfocados a: (i) la conservación y mantenimiento de sus caracteres (CM); (ii) a su restauración (RS); (iii) a su mejora (MJ) y (iv) a su puesta en valor y difusión (PV).

Figura 8. Resumen de los objetivos de calidad paisajística planteados.

OBJETIVOS DE CALIDAD PAISAJÍSTICA	
CONSERVACIÓN Y MANTENIMIENTO (CM)	CM1 Conservar los paisajes naturales de forma eficaz y coordinada con las actividades económicas posibles
	CM2 Conservar y mantener en buen estado elementos y enclaves de interés paisajístico en el Bien y zona tampón
	CM3 Conservar y mantener el carácter productivo de los paisajes culturales del Bien y de su zona tampón a fin de sostener su vigencia cultural y económica actual y en el tiempo
	CM4 Conservar prácticas tradicionales vinculadas a las actividades agrícola y ganadera características de la zona y que aún sigan vigentes seleccionando sectores viables y de referencia en el Bien y zona tampón
	CM5 Conservar y mantener aquellos enclaves paisajísticos que poseen unos valores especiales, por sus cualidades estéticas, rareza, representatividad y/o fragilidad
	CM6 Evitar que las fincas cercanas a los núcleos urbanos se ocupen con vegetación y maleza, así cuidamos paisaje y minimizamos riesgos de incendios
	CM7 Conservar y mantener en buen estado los elementos y enclaves culturales de interés paisajístico o que bien son un reflejo de la evolución paisajística del Bien
	CM8 Concienciar a las entidades y población local acerca de la necesidad de preservar e intervenir correctamente en el patrimonio artístico-arquitectónico
	CM9 Priorizar la conservación preventiva frente a las intervenciones llevadas a cabo sin criterios de conjunto
	CM10 Mantener las vistas y los fondos escénicos del Bien libres de impactos visuales negativos
	CM11 Conservar los valores inmateriales ligados al paisaje (microtoponimia, usos y aprovechamientos, técnicas tradicionales, fiestas asociadas, tradición oral, etc.)
	CM12 Preservar la imagen del Bien perceptible desde puntos significativos (determinados enclaves urbanos, arquitectónicos o naturales, infraestructuras viarias, miradores, etc)
	CM13 Controlar la instalación de cartelería...y estandarizar y cuidar los diseños
RESTAURACIÓN (RS)	RS1 Restaurar desde el punto de vista paisajístico áreas degradadas y/o afectadas por la erosión de origen antrópico (incendios, atajos en senderos, talud en carreteras, etc.)
	RS2 Restaurar edificaciones degradadas significativas para la comprensión de los valores arquitectónicos singulares en el Bien y su entorno (Escuin por ejemplo)
	RS3 Restaurar elementos significativos y representativos del patrimonio cultural del Bien por su interés paisajístico, unido al arquitectónico y/o etnográfico y por su fragilidad
	RS4 Restaurar bienes culturales aislados afectados por actuaciones antrópicas negativas desde un punto de vista paisajístico
MEJORA (MJ)	MJ1 Mejorar el paisaje en aquellas unidades afectadas por actuaciones que dañan y/o degradan la calidad paisajística del Bien
	MJ2 Mejorar los elementos que componen el parcelario tradicional en torno de los pueblos, fondos de valles y áreas destinadas a usos agroganaderos (setos vivos, linderos, red de caminos, mallatas, entorno de las cabañeras, etc.)
	MJ3 Preservar y mejorar el estado de los elementos y valores característicos del paisaje agrosilvopastoral (prados de siega de montaña, pastizales, riberas, bancales, pinares, lañas, cubilares y vaquerizas, mallatas, etc.)
	MJ4 Mejora de la integración paisajística de naves ganaderas y otras infraestructuras, especialmente en aquellos puntos de mayor exposición visual del Bien. Buscando alternativas para no perjudicar las iniciativas
	MJ5 Mejora de la calidad estética de los conjuntos urbanos y sus entornos inmediatos en el Bien y zona tampón
	MJ6 Mejora de los servicios básicos requeridos por la población residente así como por los visitantes, tomando en consideración criterios paisajísticos (aparcamientos, contenedores, tendidos eléctricos, etc.)
	MJ7 Mejorar la integración paisajística de nuevos usos (residencial, turismo) cuándo éstos requieren una transformación de la arquitectura tradicional
	MJ8 Mejorar la calidad visual e integración paisajística de los elementos patrimoniales con especial relevancia en relación a los valores del Bien
	MJ9 Mejorar, transformar y/o integrar, desde un punto de vista paisajístico, las infraestructuras de interés que sufren abandono, están mal integradas o infrautilizadas
	MJ10 Mejorar el entorno de enclaves afectados por impactos negativos desde el punto de vista paisajísticos, tanto en el interior del Bien como en su entorno (área tampón)
PUESTA EN VALOR Y DIFUSIÓN (PV)	PV1 Generar oportunidades de encuentro entre mayores y jóvenes del territorio para que exista un intercambio de experiencias y conocimientos vinculados a los valores del Bien
	PV2 Profundizar en el conocimiento y difusión de las cualidades paisajísticas naturales y culturales del Bien tanto a escala comarcal, regional, nacional e internacional
	PV3 Poner en valor, Comunicar las dimensiones espirituales y emocionales del paisaje, tanto a la población local como a visitantes
	PV4 Dar a conocer a la población local la existencia, valores y beneficios que genera el Bien, así como las diferentes figuras de protección

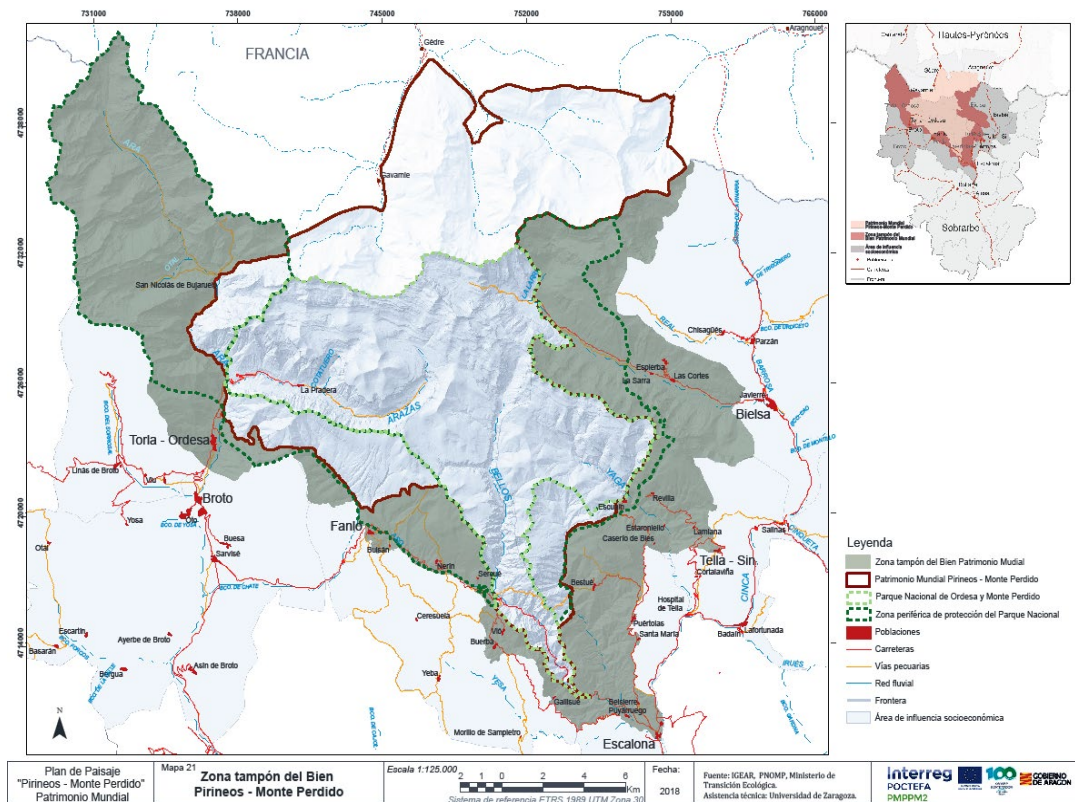
Fuente: Elaboración propia

3.3. Propuesta de zona tampón

El alcance de estos objetivos de calidad paisajística y el mantenimiento de los valores que justifican la existencia de este Patrimonio Mundial no se pueden entender sin las poblaciones que los han hecho posible y que resultan imprescindibles si se quiere mantener dichos valores. Ahora bien, la Zona Núcleo del *Bien* incluye los paisajes y hábitats de alta montaña, los puertos ganaderos, los interfluvios de los valles y cañones de Ordesa, Añisclo y Escuaín, pero ningún núcleo de población, ni zonas de pastos de tránsito, ni vías pecuarias, ni algunos puntos donde se recoge el ganado en determinadas épocas, ni zonas agropecuarias del entorno de los pueblos. Es decir, no incluye el espacio agropecuario completo que sustenta el sistema productivo y de gestión que ha modelado y que sigue manteniendo estos paisajes culturales, que son en esencia, lo que se quiere poner en valor y proteger.

Por ello, en este Plan de Paisaje es esencial la propuesta de una zona tampón que integre los núcleos de población tradicionales vinculados a los pastos de altura de la zona núcleo del Bien y al mosaico de paisajes agroganaderos de su entorno (Figura 9). Su finalidad es: (i) amortiguar los posibles impactos negativos que puedan afectar a la Zona Núcleo y (ii) posibilitar el mantenimiento de los valores del Patrimonio Mundial y el logro de los Objetivos de calidad Paisajística propuestos.

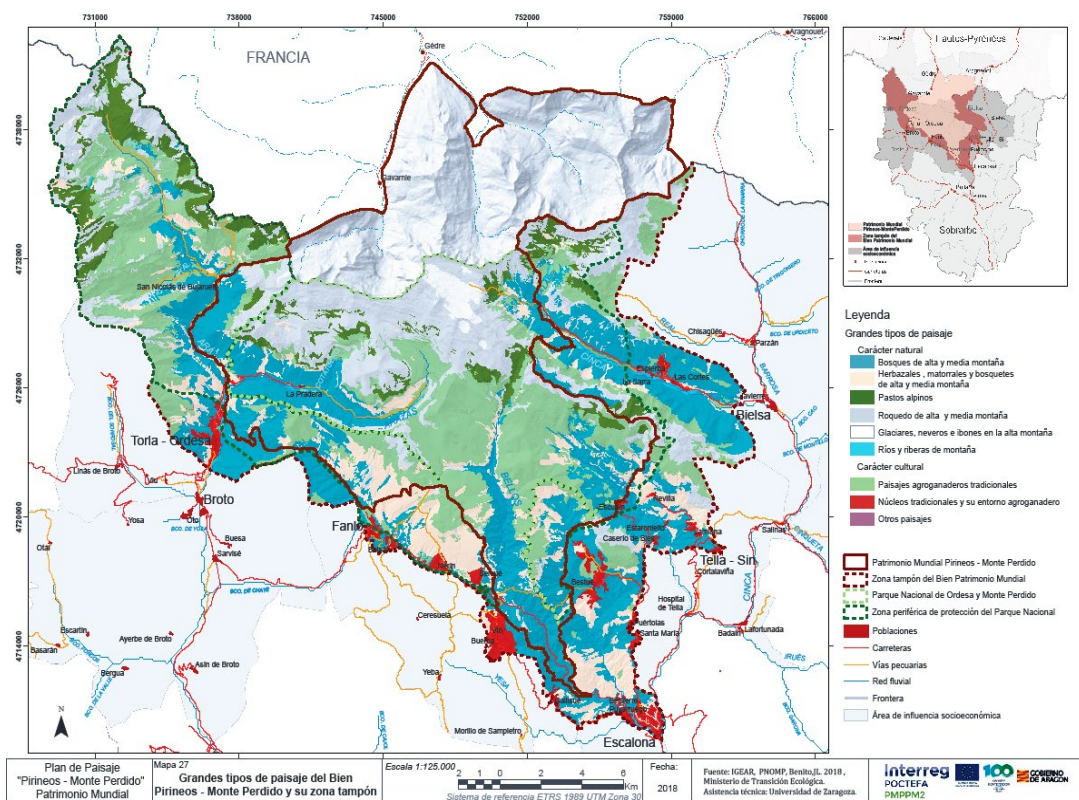
Figura 9. Zona tampón de la parte española del Bien Pirineos-Monte Perdido.



Fuente: Elaboración propia a partir de IGEAR, PNOMP y Ministerio de Transición ecológica.

Una vez delimitada la zona tampón y con objeto de facilitar su difusión y la comprensión de la conjunción armoniosa de los paisajes naturales del *Bien* y la multiplicidad de actividades que han dejado su huella en el territorio enlazando las zonas altas con las medias y bajas, se ha elaborado una nueva cartografía del conjunto de la zona núcleo y tampón del *Bien*, entre la que destaca el mapa de los grandes tipos de paisaje (Figura 10).

Figura. 10. Grandes tipos de Paisaje de la parte española del *Bien Pirineos-Monte Perdido*, con la expresión de su zona tampón.



Fuente: Elaboración propia a partir de IGEAR, PNOMP y Ministerio de Transición ecológica.

3.4. Normativa a aplicar

Sobre el territorio del Bien despliegan sus efectos varios bloques normativos complejos: Protección ambiental, Planeamiento territorial-urbanístico, Planificación paisajística y normativa de Fomento (subvenciones). Ello genera una protección multidimensional que presenta diversos grados de intensidad en función de la orientación temática de cada bloque, del diverso rango jerárquico de las normas, del objeto central de la protección y de los ámbitos territoriales sobre los que se aplica cada norma. La normativa aplicable es, en realidad, un complejo entramado de normas cuya coherencia viene asegurada por la preeminencia del Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional. Tras su análisis y a la vista de los solapamientos

territoriales y normativos, la “formulación de los objetivos de calidad paisajística para definir la política paisajística” y el propio “plan de acción” se deben de construir extractando, adaptando e integrando los elementos y aspectos relativos a la protección del paisaje presentes en los instrumentos de gestión disponibles, tanto vigentes como futuros, e independientemente de su grado de obligatoriedad. Estos instrumentos a considerar serían (i) el PRUG del Parque Nacional, (ii) las NNSS de la provincia de Huesca, (iii) las DPOT de Pirineos, (iv) el futuro Plan de Gestión de la reserva de la Biosfera y (v) el futuro Plan de Gestión del Bien Patrimonio de la Humanidad (PBPH).

4. PARTE III. PLAN DE ACCIÓN PARA LAS ZONAS NÚCLEO Y TAMPÓN DEL BIEN.

4.1. Plan de acción para las zonas núcleo y tampón del bien

Como consecuencia de los análisis y acuerdos anteriores, este Plan de Paisaje contempla la singularidad de *Bien* basada en dos grandes aspectos:

Un paisaje natural, formado por una estructura geomorfológica muy característica -el macizo calcáreo- que alberga unas variadas y ricas flora y fauna.

Un paisaje cultural basado en el aprovechamiento agroganadero del medio que ha perdurado a través de los siglos, conformando un sistema complejo y valioso.

El paisaje natural se ha dotado de un amplio conjunto de herramientas que favorecen su conservación ya que su territorio se encuentra catalogado bajo varias figuras de protección (Parque Nacional, Reserva de la Biosfera, LIC, ZEPA, Geoparque...). La mayor parte del núcleo del *Bien* pertenece al PNOMP y por ello goza de la máxima figura de protección de la naturaleza que se puede tener y cuenta con una organización, un PRUG y un presupuesto propio para llevarlo a cabo. Sin embargo, el paisaje cultural se encuentra amenazado por la pérdida de población y, por ende, de los autores del aprovechamiento agro-ganadero del territorio que lo han ido construyendo y manteniendo a lo largo de los siglos, al menos en una parte importante de los valles implicados.

Como se plasma en el Plan, este aprovechamiento funciona por valles estableciéndose una agrupación de pueblos (Vicos o Quiñones) que explotan los mismos pastos y emplean las estructuras creadas para el funcionamiento del sistema (bordas, caminos, mallatas, fuentes y abrevaderos, aterrazamientos, muretes, pastos intermedios, pastos de altura...).

Por tanto, la estrategia del Plan de acción pretende (siquiera parcialmente) la recuperación funcional del sistema agroganadero conformado por los ejes que se establecen entre los pastos de altura, los pueblos y los valles, que es lo que precisamente se valora como excepcional por la UNESCO.

Este planteamiento permite dar respuesta de forma transversal a los objetivos de calidad paisajística que han sido refrendados por unanimidad o por una gran mayoría de los agentes consultados. Por otra parte, este modelo de intervención reforzaría el planteamiento de la creación de una muy necesaria zona tampón, con un papel no solo cartográfico sino de carácter funcional.

Se han propuesto 24 acciones asociadas a los objetivos de calidad paisajística, agrupadas en cuatro grandes grupos, aunque algunas presentan un carácter mixto (Figura 11):

- Acciones estructurales (6)
- Acciones de conservación y restauración de paisajes (8)
- Acciones de gestión de paisajes (3)
- Acciones de formación-investigación y divulgación sobre los paisajes (7)

Cada acción cuenta con una ficha descriptiva propia, que indica el tipo de acción, agente director, localización, grado de implementación, ámbito de incidencia, normativa relacionada, relación con otros documentos operativos, coste estimado y evaluación.

Las respuestas de la población de la zona tampón del *Bien* ante la serie de consultas planteadas *ex profeso* para elaborar este Plan de Paisaje, permiten ser moderadamente optimistas con respecto a su futuro, si además de los habitantes que se muestran favorables, se logra el compromiso y apoyo de las instituciones y administraciones concernidas en la gestión del territorio del *Bien Pirineos – Monte Perdido*.

Figura 11. Resumen de acciones contempladas.

ACCIONES		PRINCIPALES OBJETIVOS DE CALIDAD PAISAJÍSTICA A LOS QUE RESPONDE LA ACCIÓN									
ESTRUCTURALES	A01	Medida transversal que permite alcanzar el conjunto de los objetivos de calidad paisajística establecidos									
	A02	CM3	CM3	CM5	M2	M3	M4	M6			
	A03	CM3	CM3	CM4	CM6	RS1	M2	M3	M4	M9	
	A04	CM3	CM2	CM5	RS1	M1	M6	M7	M10		
	A05	CM3	CM3	CM4	PV1	PV4					
	A06	Medida transversal que permite alcanzar el conjunto de los objetivos de calidad paisajística establecidos									
CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN	A07	CM3	CM3	CM4	CM5	CM7	RS3	RS7	M3	M9	
	A08	CM3	CM3	CM4	CM5	CM7	RS3	RS7	M3	M9	
	A09	CM3	CM6	CM7	CM8	CM12	RS3	RS5	M2	M5	
	A10	CM5	CM7	CM8	CM9	RS3	RS4	M8	PV2		
	A11	CM5	CM8	CM9	RS2	RS3	M5	M6	M7	M8	
	A12	CM5	CM10	CM12	CM13	M1	M4	M8	M9	M10	
	A13	CM3	CM2	CM10	RS1	M1	M4	M9	M10		
A14	CM3	CM9	M6	M9							
GESTIÓN	A15	CM3	CM4	CM7	CM9	RS3	M2	M3	M5	M7	
	A16	CM3	CM3	CM4	CM6	RS3	RS5	M2	M3		
	A17	CM3	CM3	CM4	CM7	RS3	RS5	RS6	M3	PV2	
FORMACIÓN, INVESTIGACIÓN, DIVULGACIÓN	A18	CM7	CM9	CM11	RS3	RS7	PV1	PV2	PV3		
	A19	CM8	CM9	PV1	PV2	PV3	PV4				
	A20	CM10	CM11	CM12	CM13	RS1	RS7	PV2	PV3		
	A21	CM8	CM11	CM13	PV1	PV2	PV3	PV4			
	A22	CM3	CM8	CM10	CM11	CM12	RS1	M5	M7	PV3	
	A23	CM3	CM2	CM5	CM9	RS3	M1	M4	M5	M7	
	A24	CM9	PV1	PV2	PV3	PV4					

Fuente: Elaboración propia.

5. BIBLIOGRAFÍA.

- ALDEZÁBAL, A., BAS, J., FILLAT, F., GARCIA, R., GARÍN, I., GOMEZ, D. Y SANZ, J.L. (1992). Utilización ganadera de los pastos supraforestales en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), ICONA. 164 pp.
- CONSEJO DE EUROPA (2000). Convenio Europeo del Paisaje. Retrieved from https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/planes-y-estrategias/desarrollo-territorial/090471228005d489_tcm30-421583.pdf
- GÓMEZ, J. Y RIESCO, P. (2010). *Marco conceptual y metodológico para los paisajes españoles. Aplicación a tres escalas espaciales*. Consejería de Obras Públicas y Vivienda, Centro de Estudios de Paisaje y Territorio, 2010.
- INSTITUTO GEOGRÁFICO DE ARAGÓN. IGEAR (2008). Mapas de Paisaje de la Comarca del Sobrarbe. Retrieved from: https://idearagon.aragon.es/portal/descargas.jsp?coleccion=Paisajes_A
- IPCE. INSTITUTO DE PATRIMONIO CULTURAL DE ESPAÑA (2012). Plan Nacional de Paisaje Cultural. Ministerio de Educación, Cultura y Deporte. Retrieved from <https://www.culturaydeporte.gob.es/planes-nacionales/planes-nacionales/paisaje-cultural.html>
- MATA OLMO, R. (2014). El Convenio Europeo del Paisaje del Consejo de Europa. Notas sobre su aplicación en España. *Patrimonio y Derecho*, 18, 175-206. Retrieved from https://www.researchgate.net/publication/336881036_El_Convenio_Europeo_del_Paisaje_del_Consejo_de_Europa_Notas_sobre_su_aplicacion_en_Espana
- PARDINILLA (2013). Estudio sobre los Paisajes Culturales del Patrimonio Mundial Pirineos-Monte Perdido. Comarca del Sobrarbe. Proyecto POCTEFA. 188 pp.
- PLAN DE GESTIÓN DEL PATRIMONIO MUNDIAL PIRINEOS-MONTE PERDIDO (2018-2028). Retrieved from <http://whc.unesco.org/en/list/773/documents/>
- SAUER, CARL O. 1925. THE MORPHOLOGY OF LANDSCAPE. *UNIVERSITY OF CALIFORNIA PUBLICATIONS IN GEOGRAPHY* 2: 19-54.
- UNESCO. PATRIMONIO MUNDIAL DE LA HUMANIDAD. RETRIEVED FROM [HTTPS://WHC.UNESCO.ORG/ES/LIST/](https://whc.unesco.org/es/list/)

ESTIMACIÓN DE LA BIOMASA AÉREA DEL MONTEVERDE EN EL ENTORNO DEL PARQUE NACIONAL DE GARAJONAY EN LA ISLA DE LA GOMERA (ISLAS CANARIAS), ENFOCADA A LA ORDENACIÓN DE LOS APROVECHAMIENTOS FORESTALES

ABOVEGROUND BIOMASS LAUREL FOREST ESTIMATION AROUND OF GARAJONAY NATIONAL PARK IN LA GOMERA (CANARY ISLANDS), FOCUSED ON THE MANAGEMENT OF FORESTRY USE

Jesús Parada-Díaz¹, Ángel B. Fernández López², Luis A. Gómez González³, Juana María González-Mancebo¹

1 Plant Conservation and Biogeography Research Group. Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal. Universidad de La Laguna.

2 Parque Nacional de Garajonay.

3 TRAGSATEC, Grupo TRAGSA.

Resumen

La biomasa aérea de la vegetación es una de las medidas más ampliamente utilizadas para el seguimiento ecológico de los bosques. En este sentido, las técnicas de teledetección están jugando un importante papel a la hora de ofrecer datos espacialmente continuos, para lo que se precisa de ecuaciones que extrapolen la biomasa estimada desde una escala local, a una escala mayor. Nuestro trabajo se centra en la obtención de fórmulas alométricas para estimar la biomasa aérea del Monteverde canario a partir de datos LiDAR. Para ello, se ha calculado la biomasa en 60 parcelas (30x30 m) situadas a lo largo de un gradiente de madurez forestal en la isla de La Gomera. Se empleó la regresión lineal estándar para relacionar la biomasa de cada parcela con los parámetros de vegetación obtenidos a través de LiDAR. Aquellos modelos con mayor bondad de ajuste y menor AIC fueron los seleccionados, siendo posteriormente validados. La mejor fórmula obtenida empleó la interacción del percentil 25 de la altura y la cobertura forestal como variables explicativas. Este algoritmo se utilizó para cartografiar los valores de biomasa, que, junto a otros criterios como la protección de la biodiversidad y la accesibilidad, permitieron establecer las áreas susceptibles de aprovechamiento forestal. Los resultados obtenidos no solo sirven como experiencia metodológica, sino que la fórmula alométrica generada puede ser utilizada con otros fines de gestión e investigación sobre este ecosistema forestal, aprovechando las ventajas que ofrece la tecnología LiDAR

Palabras clave: Biomasa, biodiversidad, LiDAR, laurisilva, fórmula alométrica, aprovechamiento forestal.

Abstract

Aboveground biomass (AGB) is one of the most widely variables used for the forest ecological monitoring. The remote sensing techniques are playing an important role to provide spatially continuous data, being need the allometric equations to extrapolate the estimated AGB from local to regional scale. Our aim is obtaining allometric formulas to estimate the canarian laurel forest AGB from LiDAR data. For this purpose, biomass was calculated in 60 sampling plots (30x30 m) located along of a forest maturity gradient on La Gomera island. Standard linear regression was used to link the AGB at each plot with the vegetation metrics obtained from LiDAR. Those models with best goodness fit and lowest AIC were selected, and then validated. The best formula achieved included the 25th height percentile and forest cover as explanatory variables. This equation was applied to map AGB values, which in combination with other criteria such as biodiversity protection and accessibility, allowed the definition of forestry use susceptible areas. The results shown not only useful as a methodological test, but also the allometric formula can be used for management and research purposes on this forest ecosystem, taking advantages of the many benefits of LiDAR technology.

Keywords: Aboveground biomass, biodiversity, LiDAR, laurel forest, allometric equations, forestry use.

1. INTRODUCCIÓN

El cálculo y seguimiento de la biomasa aérea (AGB, por sus siglas en inglés) se ha convertido en un relevante tema de investigación forestal en las últimas décadas debido a su importancia dentro del ciclo del carbono, y la relevancia de los bosques como sumideros de CO₂ (Mackey *et al.*, 2013). En ecología, la AGB también representa un excelente indicador del estado de los ecosistemas y permite caracterizar la estructura, madurez, y flujos de energía (Lausch *et al.*, 2015; Martín *et al.*, 2016; Héroult y Piponiot; 2018). Aunque tradicionalmente los cálculos de biomasa se han realizado a nivel local y de rodal, la teledetección se ha convertido en una herramienta importante para cuantificar la magnitud y la distribución espacial de la AGB a escala regional, nacional y mundial (Asner, Hughes y Mascaró, 2011; Huang *et al.*, 2013). Una de las técnicas más empleadas para las estimaciones de AGB, es el uso de la técnica *Light detection and ranging* (LiDAR), que permite la obtención de una serie de parámetros de la estructura forestal (Maltamo, Næsset y Vauhkonen, 2014). Estos parámetros, junto con datos de AGB obtenidos en campo, permiten construir modelos de regresión, que se utilizan para convertir las estimaciones a escala local en mapas continuos de AGB en áreas más amplias.

Las técnicas de teledetección aplicadas a la biodiversidad han sido ampliamente utilizadas en áreas continentales (Zhao, Guo y Kelly, 2012; Sheridan *et al.*, 2014; Coops *et al.*, 2016; Teobaldelli *et al.*, 2017), pero su uso para el seguimiento de la biodiversidad y los ecosistemas en islas oceánicas es escaso (Borges *et al.*, 2018). Esto es algo llamativo porque las islas son conocidas por albergar una alta y vulnerable

biodiversidad debido a su aislamiento, su limitada extensión, y el alto número de especies endémicas de estrecho rango ecológico y pequeño tamaño poblacional (Gillespie, 2001). De hecho, la mayoría de las extinciones de especies del planeta se han registrado en islas (Whittaker *et al.*, 2017). Las Islas Canarias son uno de estos casos, siendo un ejemplo de extinción de especies y una de las zonas de España con mayor vulnerabilidad y débito de especies (Otto *et al.*, 2017).

En las islas oceánicas, los bosques nativos montanos destacan entre los hábitats insulares por su importancia crítica para la protección de la biodiversidad insular, por lo que es urgente mejorar el conocimiento y las técnicas de monitoreo en estas áreas (Borges *et al.*, 2018). Uno de estos hábitats es la laurisilva macaronésica, restringida a tres archipiélagos (Canarias, Madeira y Azores). Estos bosques sufrieron un gran retroceso por la explotación antrópica en siglos pasados, y actualmente son considerados como vulnerables en la Lista Roja de Hábitats Europeos (Janssen *et al.*, 2016). La laurisilva o monteverde, si incluimos la fase serial previa de fayal-brezal, proporciona servicios ecosistémicos muy importantes para su población local (Fernández-Palacios y Nerilli, 2010; Borges *et al.*, 2018), es uno de los ecosistemas con mayor diversidad de árboles en estas islas (Del Arco *et al.*, 2010) y alberga especies que han sido muy sensibles a los cambios climáticos en el pasado (Fernández-Palacios *et al.*, 2011; Kondraskov *et al.*, 2015; Mairal *et al.*, 2018). Sin embargo, el uso de la teledetección en estos bosques es escaso y se limita al empleo de imágenes multiespectrales (Nuñez-Casillas *et al.*, 2012; Martín-Luis *et al.*, 2016; Massetti *et al.*, 2016; Devkota *et al.*, 2020), mientras que el uso de LiDAR sólo se ha probado para realizar modelos de combustible forestal (Grafcán y Agresta, 2015) y modelos de cobertura vegetal en diferentes estratos (Agresta, 2015).

Por razones de conservación, buena parte de la laurisilva gomera se encuentra protegida, especialmente bajo la figura del Parque Nacional de Garajonay, excluyéndose su aprovechamiento. Sin embargo, se hace necesario conocer la situación de las masas susceptibles de aprovechamiento forestal con el fin de obtener recursos como maderas, leñas, soportes, y materia orgánica que la sociedad pueda demandar en el futuro. Todo ello en un contexto de organización de una economía que valore y potencie el uso de recursos locales y de cercanía para satisfacer sus necesidades, así como su autonomía y soberanía productiva. Se trata de disponer de la información necesaria para poder planificar su gestión de una manera sostenible, así como evaluar su potencial. A pesar de ello, en la actualidad se carece de la información necesaria para su ordenación forestal sostenible, como son las existencias disponibles en el territorio, su calidad, su situación respecto a vías de saca o las limitaciones existentes derivadas de una orografía abrupta que limitan las posibilidades de su aprovechamiento tanto por razones de conservación como de accesibilidad.

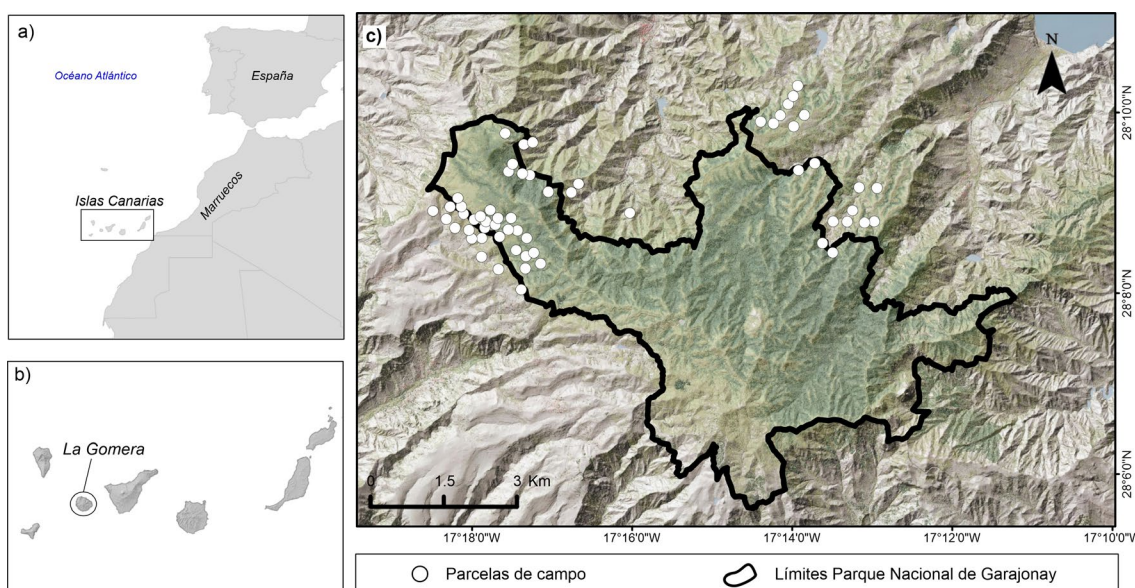
Este trabajo pretende contribuir a paliar estas deficiencias y poner a disposición de los gestores información básica relevante. En este sentido la AGB se convierte en una medida idónea para detectar aquellos sitios con mayor interés para el aprovechamiento, debido a su estrecha correlación con otras variables forestales como el diámetro a la altura del pecho (DAP), o la altura de los árboles, que a su vez están relacionadas con el volumen de madera. Todo esto, incluyendo la consideración de criterios tales como la protección de la biodiversidad o la accesibilidad, entre otros, nos reportará los sitios idóneos susceptibles de aprovechamiento forestal.

2. METODOLOGÍA

2.1 Área de estudio

La zona de estudio se corresponde con la isla de La Gomera (Figura 1b), concretamente con las áreas en las que se desarrolla el Monteverde, incluyendo todas las comunidades que lo componen, lo que equivale a unas 5 920 hectáreas (ha). La elección de esta área se debe a la presencia en esta isla de los bosques mejor conservados de laurisilva canaria. Esto permite contar con un gradiente completo del desarrollo estructural del bosque, desde las formaciones forestales más jóvenes (fayal-brezal) hasta los bosques más antiguos y maduros dentro del Parque Nacional (PN) de Garajonay.

Figura 1. a) Localización de las islas Canarias, b) La Gomera, y c) el área de estudio, indicándose la presencia de las parcelas de campo y los límites del PN de Garajonay



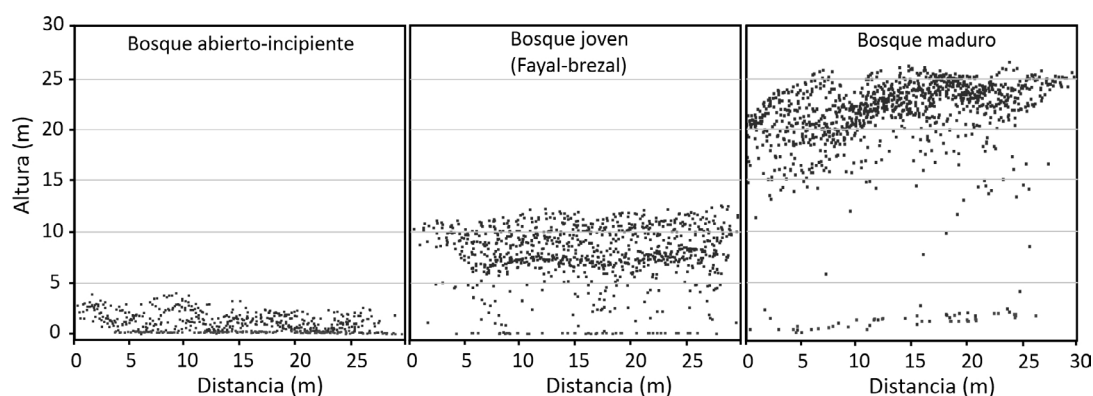
Fuente: Imagen del Modelo Digital de Superficie a partir de LIDAR año 2012, Grafcan SA. Elaboración propia.

2.2 Datos de biomasa aérea

Se muestrearon durante el año 2019 un total de 60 parcelas de 30x30 m, en los límites del PN de Garajonay y sus alrededores (Figura 1c), distribuidas a lo largo de un gradiente de madurez del bosque. Para la selección de los sitios, se recurrió a un muestreo estratificado, recurriendo a fotografías aéreas de 2019. Mediante fotointerpretación, la cobertura forestal fue clasificada en bosque abierto e incipiente, bosque joven (fayal-brezal) y bosque maduro (Figura 2). Otras variables ecológicas fueron controladas, seleccionando aquellos sitios con pendientes de entre 10° y 30°, altitu-

des entre los 750 y 1 050 m, y situaciones topográficas de ladera. Además, la mitad de estas parcelas fueron ubicadas en vertiente sur y la otra mitad en vertiente norte. En cada una de ellas se distinguió la especie y se midió el DAP y la altura de cada árbol, tanto de los troncos principales como de cada uno de los chupones. Con estos datos se calculó la biomasa aérea de cada ejemplar según las fórmulas alométricas aportadas por Aboal, Arévalo y Fernández (2005). Para aquellas especies con las que no se contaba con una fórmula específica, se utilizó la fórmula general de Fernández-Palacios *et al.* (1991). Finalmente, con la suma de la biomasa de cada individuo obtendríamos el valor total a nivel de parcela. También se tomaron los datos de ubicación GPS en el centroide de cada parcela, siempre con un error de medición inferior a los 3 m.

Figura 2. Perfil vertical de la nube de puntos en parcelas de Monteverde de 30x30 m con distinto estadio de desarrollo



Fuente: Datos LiDAR 2017, Grafcán SA. Elaboración propia

2.3 Datos LiDAR

Para la obtención de las fórmulas alométricas, se emplearon los datos LiDAR con fecha más cercana al muestreo de campo. Estos fueron los datos suministrados por GRAFCAN, con vuelo fechado en 2017 y una densidad media de puntos en la zona de estudio de 2,6 pto/m². Una vez obtenidas las fórmulas alométricas, para generalizar los valores de AGB a toda el área de estudio, se utilizaron los datos de acceso libre del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) disponibles en la web del Instituto Geográfico Nacional (IGN). Estos datos fueron obtenidos en 2015 con un sensor LEICA ALS60 y posee unas características similares a los datos del año 2017, con una densidad media de 2,5 pto/m² en la zona de estudio. Los dos grupos de datos contaban con hasta 4 retornos por cada pulso laser y fueron clasificados según la *American Society for Photogrammetry and Remote Sensing* (ASPRS) para los formatos .LAS.

En ambos sets de datos se realizó un pretratamiento de la nube de puntos empleando el software FUSION (McGaughey, 2014). Se eliminaron aquellos puntos duplicados por solapamiento de líneas de vuelo y se normalizaron los valores de altura utilizando los puntos de clase “suelo”. Posteriormente, obtuvimos 27 parámetros (Tabla 1) que describen la distribución vertical y horizontal de la vegetación y que son habitualmente empleados en la estimación de la biomasa a partir de datos LiDAR.

Los parámetros de vegetación a partir de puntos LiDAR siguen dos enfoques diferentes. El primer enfoque diferencia cada uno de los árboles, establece el cálculo de parámetros para cada ejemplar, y a continuación, se establece un valor total a nivel de parcela (Ferraz *et al.*, 2016; Khorrami, Naemi y Tabari, 2018). El segundo enfoque trabaja la nube de puntos a nivel de rodal o parcela, sin distinguir cada uno de los árboles. En nuestro caso hemos escogido la segunda opción ya que, en bosques de dosel cerrado como la laurisilva, el primer enfoque es más complicado de aplicar y se precisa de una densa nube de puntos. El segundo motivo es que estamos ante un bosque con dosel pluriespecífico, por lo que sería necesario la identificación específica de cada ejemplar para la aplicación de las fórmulas alométricas de AGB. Por todo ello, en este trabajo los parámetros se obtuvieron empleando celdas de 30x30 m y solamente para los retornos con altura superior a 2 m, evitando el ruido que pueden generar las herbáceas y arbustos en la nube de puntos.

Tabla 1. Relación de parámetros de la vegetación obtenidas con los puntos LiDAR

	Descripción de parámetros		Descripción de parámetros
Hmax	Altura máxima	Hom	Altura de la energía media. Umbral de altura en la cual la suma de intensidades de los puntos por debajo y por encima se igualan.
P10	Percentil 10 de la altura	D00	Densidad relativa de puntos en el estrato 2-7 m
P25	Percentil 25 de la altura	D01	Densidad relativa de puntos en el estrato 7-12 m
P50	Percentil 50 de la altura	D02	Densidad relativa de puntos en el estrato 12-17 m
P75	Percentil 75 de la altura	D03	Densidad relativa de puntos en el estrato 17-22 m
P90	Percentil 90 de la altura	D04	Densidad relativa de puntos en el estrato 22-27 m
P95	Percentil 95 de la altura	D05	Densidad relativa de puntos en el estrato >27 m
P99	Percentil 99 de la altura	Vc00	Índice de complejidad vertical en el estrato 2-7 m
Avg	Altura media	Vc01	Índice de complejidad vertical en el estrato 7-12 m
Qav	Media de la altura al cuadrado	Vc02	Índice de complejidad vertical en el estrato 12-17 m
Std	Desviación estándar de la altura	Vc03	Índice de complejidad vertical en el estrato 17-22 m
Kur	Kurtosis de la altura	Vc04	Índice de complejidad vertical en el estrato 22-27 m
Ske	Skewness de la altura	Vc05	Índice de complejidad vertical en el estrato >27 m
Cov	Cobertura de la vegetación		

Fuente: Elaboración propia

2.4 Análisis de datos

Para predecir la biomasa total sobre el suelo, se utilizaron como variables independientes todos los parámetros LiDAR obtenidos, así como la interacción entre ellos, es decir, el producto. Todas las variables, incluida la variable dependiente (biomasa), se sometieron a una transformación logarítmica $\log(x+1)$ para asegurar la normalidad y homocedasticidad.

Se seleccionaron los tres predictores de la AGB más significativos, utilizando la función *regsubset* (paquete “leaps” en R) y establecimos un conjunto de modelos que iban de una a tres variables explicativas. Se calcularon los factores de inflación de la varianza (VIF) para comprobar la multicolinealidad entre las variables explicativas de cada modelo, y se rechazaron aquellos con $VIF > 4$. Los modelos finales se eligieron según el criterio de información de Akaike (AIC) mínimo corregido.

Para cada modelo se evaluaron los supuestos normalidad, linealidad, heterocedasticidad y la existencia de *outliers* influyentes. En la validación se utilizó el método de validación cruzada *leave-one-out* (loocv) de la función *train* (paquete “caret” en R), en el que se ajusta un modelo utilizando $n-1$ muestras, donde n = número total de muestras en el conjunto de datos. Este proceso se repite para cada observación y se calcula el error de predicción, obteniendo un R^2 , el error medio cuadrático (RMSE) y el sesgo (BIAS). Tanto el RMSE como el sesgo se calcularon también como porcentaje mediante $\frac{\text{RMSE}}{\bar{y}}$, donde \bar{y} es la media de los datos observados en el campo.

2.5 Ordenación de aprovechamientos

La fórmula alométrica obtenida se aplicó para obtener un mapa de biomasa en el conjunto de las masas de laurisilva y fayal-brezal de la isla. Los valores obtenidos se reclassificaron en 5 categorías, donde las áreas con mayor biomasa ofrecen un interés productivo mayor. Estas categorías fueron: calidad muy baja (<50 t/ha), calidad media-baja (50-100 t/ha), calidad media (100-150 t/ha), calidad media-alta (150-200 t/ha) y calidad muy alta (>200 t/ha).

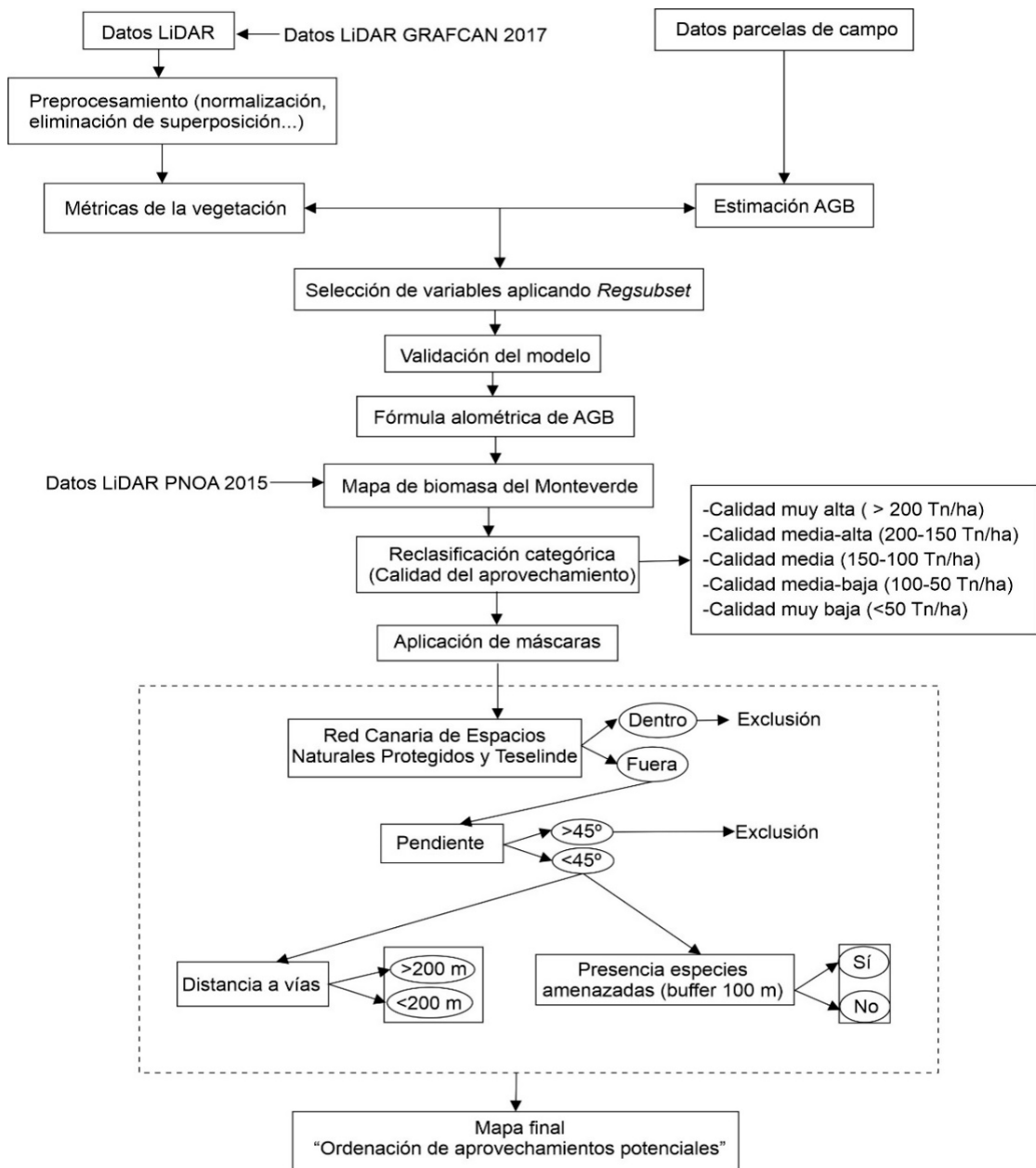
Para garantizar la conservación de la biodiversidad se aplicaron una serie de máscaras (Figura 3). En primer lugar, se excluyeron aquellas áreas dentro de Espacio Natural Protegido (ENP), aquí también se incluyó la ZEC de la cordillera de Teselinde por albergar una buena representación de laurisilva. Pero en el exterior de los ENPs, también hay presencia de especies amenazadas, por lo que se utilizaron datos puntuales de presencia de especies amenazadas a los que se les aplicó un buffer de 100 m alrededor. Este buffer de especies amenazadas fue utilizado para indicar en la cartografía la presencia de estas áreas de especial sensibilidad, pero no se aplicó como un criterio excluyente.

Otro criterio aplicado a la selección de zonas susceptibles de aprovechamiento fue la accesibilidad (Figura 3). Aquellas áreas con una pendiente mayor a 45° fueron excluidas por un doble motivo: por un lado, la reducción de la cobertura boscosa en pendientes excesivas supone un riesgo de erosión importante; y por otro lado, dificultan el acceso y los trabajos de aprovechamiento. Los valores de pendiente fueron calculados a partir del MDT de 2x2 m generado a partir de datos LiDAR y disponible

en el portal del IGN. El valor de la pendiente se obtuvo del promedio entre los valores máximos y medios de la pendiente contenidos en las teselas de 30x30 m.

Otro criterio empleado fue la distancia a vías de saca, estableciendo un buffer de 200 m alrededor de las vías de comunicación (carreteras y pistas), distinguiendo 2 categorías: áreas a >200 m y a <200 m de vías. Este criterio, no solo se justifica por la accesibilidad a los puntos de aprovechamiento, sino que igualmente evitaría la apertura de nuevas pistas y una fragmentación mayor de la masa forestal.

Figura 3. Diagrama de flujo de trabajo.



Fuente: Elaboración propia

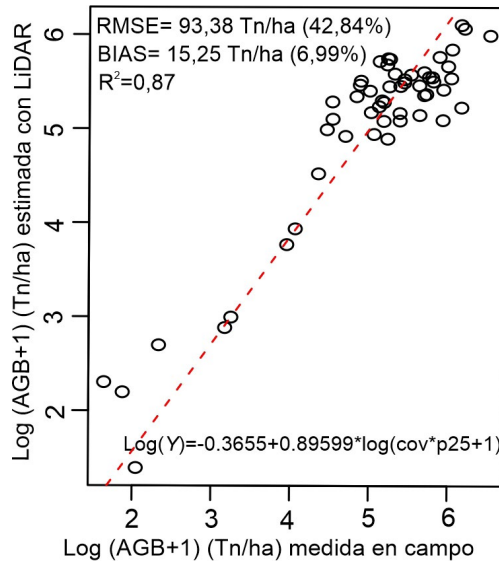
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La fórmula alométrica de AGB incluyó como variables explicativas la cobertura (Cov) y el percentil 25 de la altura (P25). Se obtuvo una bondad de ajuste de 0,87, (Figura 4) y la precisión de las predicciones a través del RMSE alcanzó un 93,38%, 42,84 toneladas/hectárea (t/ha) y un BIAS de 6,99% (15,25 t/ha) (Figura 4).

Los valores de R2 del modelo fueron similares a los obtenidos en otros bosques templados y tropicales utilizando las técnicas de regresión lineal, incluso superiores (Montesano *et al.*, 2013; Sheridan *et al.*, 2014; Teobaldelli *et al.*, 2017). No obstante, los datos RMSE fueron algo elevados en comparación con otros bosques templados y tropicales (Montesano *et al.*, 2013; Sheridan *et al.*, 2014; García *et al.*, 2017; Teobaldelli *et al.*, 2017). Estos valores podrían estar relacionados con un tamaño de parcela pequeño (0,09 ha), como han señalado García *et al.* (2017) y Frazer *et al.* (2011), que demostraron que un aumento del tamaño de la parcela mejoraba la precisión del modelo, porque reducía el efecto de los errores de registro entre los datos de campo y los de LiDAR. Pero debemos tener en cuenta que la homogeneidad de la estructura del bosque es muy importante en el impacto del tamaño de la parcela sobre la precisión del modelo, con diferentes tamaños óptimos para cada tipo de bosque (Frazer *et al.*, 2011; Mascaro *et al.*, 2011). Aunque los bosques jóvenes de laurisilva tienen una estructura relativamente homogénea, las fases de bosque maduro tienen una estructura heterogénea y multiespecífica con presencia de gaps (Fernández y Gómez, 2016). Esto, junto con la histórica explotación humana y la compleja topografía de Canarias, que aumentarían la heterogeneidad espacial, desaconsejaría utilizar el tamaño máximo de parcela que se suele aplicar en trabajos similares (1 ha). Para mejorar la precisión del modelo en bosques heterogéneos, varios estudios utilizan la cobertura forestal para las predicciones de AGB a partir de datos LiDAR (Hall *et al.*, 2005; Naesset y Gobakken, 2008; García *et al.*, 2010; García *et al.*, 2017), algo que también ha tenido éxito en nuestro caso, ofreciendo información no sólo de la estructura vertical, sino también de la horizontal. Otro aspecto que influye en la precisión de la estimación de AGB es la densidad de puntos, como han demostrado García *et al.* (2017), donde densidades inferiores a 5 puntos aumentaban el RMSE del modelo. Si bien el rendimiento del algoritmo podría mejorarse con un mayor esfuerzo muestral en campo, y sobre todo en distintas situaciones topográficas y de comunidad vegetal; consideramos que el tamaño muestral y la situación topográfica intermedia que ofrecen las laderas (entre fondo de valles y lomos/crestas), es suficiente para obtener unos resultados razonablemente buenos y de fácil generalización.

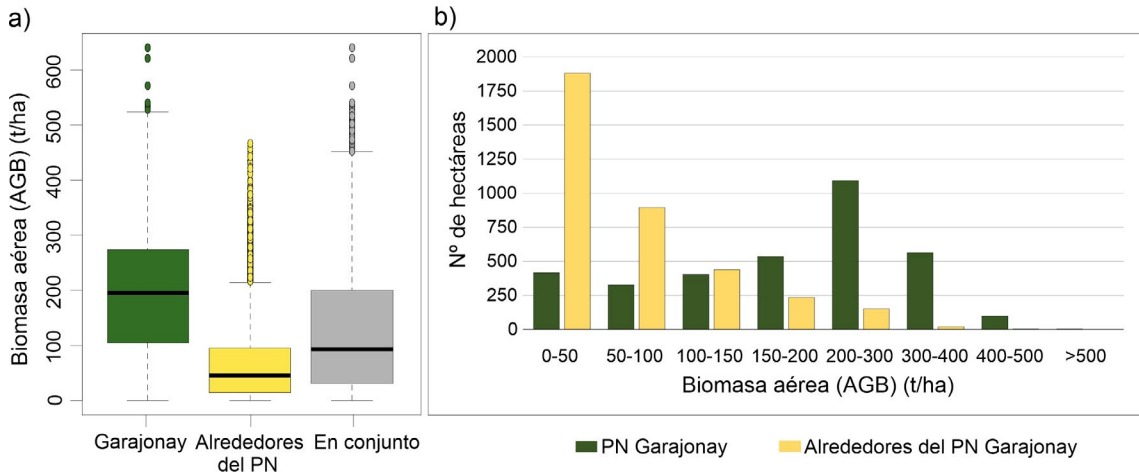
La aplicación de la fórmula alométrica al conjunto del monteverde de La Gomera reveló una biomasa media de 123 t/ha con una desviación estándar de ± 110 t/ha, y un valor máximo y mínimo de 641 y 0 t/ha. En el interior de Garajonay la biomasa aérea ascendió hasta un promedio de 193 ± 96 t/ha, mientras que en sus alrededores la media fue de 65 ± 64 t/ha (Figura 5a). Si clasificamos los valores de biomasa en ocho clases (Figura 5b), la comprendida entre los valores de 200-300 t/ha es la que concentra un mayor número de hectáreas en Garajonay, mientras que en su exterior la clase que más superficie ocupa es la < 50 t/ha (Figura 5b). Estos valores obtenidos se mueven en la línea de lo expresado por Aboal, Arévalo y Fernández (2005), Fernández y Gómez (2016). Esto no quita para considerar los valores de > 600 t/ha como *outliers* o artefactos generados por valores extremos o anómalos en la nube de puntos LiDAR.

Figura 4. Gráfico de dispersión entre los valores de AGB medidos encampo y los estimados con LiDAR, ambos en escala logarítmica. Se muestra la ecuación y los valores de RMSE, BIAS y R2. La línea roja discontinua representa la línea de mejor ajuste



Fuente: Elaboración propia

Figura 5. a) Gráfico de cajas con los valores de AGB obtenidos para las masas de monteverde de La Gomera, dentro del PN de Garajonay, en sus alrededores y en conjunto. b) Gráfico de barras con las hectáreas de cada clase de AGB, dentro del PN de Garajonay y en sus alrededores.



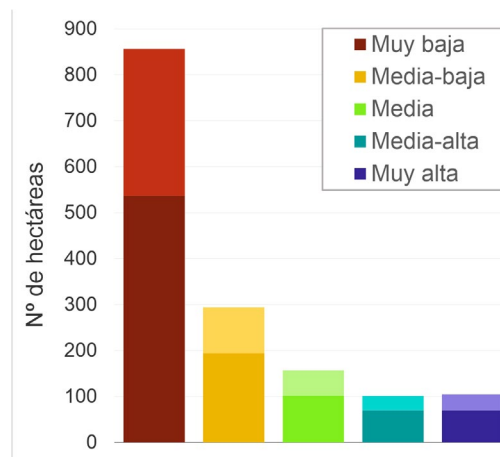
Fuente: Elaboración propia

Tras la aplicación de los criterios definidos en la metodología, el área susceptible de aprovechamiento de Monteverde en La Gomera es de 1 512 ha. La mayoría de esta superficie (972 ha) queda en zonas a <200 m de distancia de pistas y carreteras, y 540 ha se encuentran a más de 200 m. De las 972 ha con de vías de saca a <200 m, menos de un 10% (66 ha), se corresponden con áreas con presencia de especies amenazadas. Si distinguimos los resultados por calidades (Figura 6), la calidad “muy baja” es la que ocupa mayor territorio (856 ha), seguida por las calidades media-baja (294 ha),

media (157 ha), muy alta (105 ha) y media-alta (101 ha). Estos valores se reducen si aplicamos el criterio de distancia a vías de saca, así la superficie de cada categoría de calidad a menos de 200 m de vías es la siguiente: calidad muy baja (536 ha), calidad media-baja (194 ha), calidad media (102 ha), calidad muy alta (70 ha) y calidad media-alta (70 ha) (Figura 6).

Las masas de calidad más alta se ubican en el Norte-Noreste de la isla, en las zonas comprendidas entre los núcleos poblacionales de Las Rosas y Aceviños. Mientras que las áreas con calidad muy baja se concentran en el área comprendida entre Arure y Chipude, al Suroeste del PN de Garajonay. A pesar la baja calidad, el aprovechamiento en esta zona sería de interés en tanto que podría contribuir a reducir el combustible fino, en un área clave ante un incendio forestal, al tratarse de un espacio de transición entre los núcleos poblacionales y el Parque Nacional de Garajonay.

Figura 6. Gráfico de barras con el número de hectáreas para cada categoría de calidad del aprovechamiento. En tono claro la superficie a >200 m de vías, y en tono oscuro las hectáreas a <200 m



Fuente: Elaboración propia

4. CONCLUSIONES

Se ofrece por primera vez una fórmula alométrica para estimar la biomasa aérea en los bosques de laurisilva, lo que permite obtener información de la estructura de la masa forestal para el conjunto del monte verde. Este algoritmo puede ser de gran utilidad para el seguimiento ecológico y el estudio de este ecosistema a lo largo del tiempo. Aunque la bondad de ajuste del modelo ha sido bastante buena, la precisión (RMSE) se podría mejorar aumentando el tamaño de la parcela y sobre todo con la utilización en un futuro de datos LiDAR con mayor densidad de puntos.

A pesar de que los criterios aplicados han reducido considerablemente las hectáreas susceptibles de aprovechamiento, consideramos que un total de 972 ha a <200 m de vías de saca, es un número suficiente para atender a la demanda existente en la isla. Si bien es cierto que estas zonas potenciales de aprovechamiento tienen una marcada concentración espacial, con mayores calidades en el Norte, y menores en el Sur.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer la ayuda prestada por Víctor Bello y Jonay Cubas en la obtención de los datos de campo. También agradecemos la financiación del Gobierno de Canarias a través de su programa de apoyo financiero a los investigadores, cofinanciado en un 85% por el Fondo Social Europeo.

REFERENCIAS

- ABOAL, J.R., ARÉVALO, J.R., & FERNÁNDEZ, Á. (2005). Allometric relationships of different tree species and stand above ground biomass in the Gomera laurel forest (Canary Islands). *Flora*, 200, 264–274. doi: [10.1016/j.flora.2004.11.001](https://doi.org/10.1016/j.flora.2004.11.001)
- AGRESTA (2015). Seguimiento mediante sensores remotos de la evolución de la vegetación dentro del proyecto “restauración ecológica del Parque Nacional de Garajonay y su entorno, después del gran incendio de 2012”. In Proyecto Life13 NAT/ES/000240 – Life+ Garajonay Vive. Retrieved from: http://lifegarajonayvive.com/descargas/PT15014_InformeFinal_v6.pdf
- ASNER, G., HUGHES, R. & MASCARO, J. (2011). High-resolution carbon mapping on the million-hectare Island of Hawaii. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9 (8), 434–439. doi: [10.1890/100179](https://doi.org/10.1890/100179)
- BORGES, P.A.V., CARDOSO, P., KREFT, H., WHITTAKER, R.J., FATTORINI, S., EMERSON, B.C., GIL, A., GILLESPIE, R.G., MATTHEWS, T.J., SANTOS, A.M.C., STEINBAUER, M.J., THÉBAUD, C., AH-PENG, C., AMORIM, I.R., ARANDA, S.C., ARROZ, A.M., AZEVEDO, J.M.N., BOIEIRO, M., BORDA-DE-ÁGUA, L., CARVALHO, J.C., ELIAS, R.B., FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M., FLORENCIO, M., GONZÁLEZ-MANCEBO, J.M., HEANEY, L.R., HORTAL, J., KUEFFER, C., LEQUETTE, B., MARTÍN-ESQUIVEL, J.L., LÓPEZ, H., LAMELAS-LÓPEZ, L., MARCELINO, J., NUNES, R., OROMÍ, P., PATIÑO, J., PÉREZ, A.J., REGO, C., RIBEIRO, S.P., RIGAL, F., RODRIGUES, P., ROMINGER, A.J., SANTOS-REIS, M., SCHAEFER, H., SÉRGIO, C., SERRANO, A.R.M., SIM-SIM, M., STEPHENSON, P.J., SOARES, A.O., STRASBERG, D., VANDERPORTEN, A., VIEIRA, V., & GABRIEL, R. (2018). Global Island Monitoring Scheme (GIMS): a proposal for the long-term coordinated survey and monitoring of native island forest biota. *Biodiversity and Conservation*, 27, 2567–2586. doi: [10.1007/s10531-018-1553-7](https://doi.org/10.1007/s10531-018-1553-7)
- COOPS, N.C., TOMPASKI, P., NIJLAND, W., RICKBEIL, G.J.M., NIELSEN, S.E., BATER, C.W., & STADT, J.J. (2016). A forest structure habitat index based on airborne laser scanning data. *Ecological Indicators*, 67, 346–357. doi: [10.1016/j.ecolind.2016.02.057](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.057)
- DEL ARCO, M.J., GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, R., GARZÓN-MACHADO, V. & PIZARRO-HERNÁNDEZ, B. (2010). Actual and potential natural vegetation on the Canary Islands and its conservation status. *Biodiversity and Conservation*, 19, 3089–3140. doi: [10.1007/s10531-010-9881-2](https://doi.org/10.1007/s10531-010-9881-2)
- DEVKOTA, R.S., FIELD, R., HOFFMANN, S., WALENTOWITZ, A., MEDINA, F.M., VETAAS, O.R., CHIARUCCI, A., WEISER, F., JENTSCH, A. & BEIERKUHNLEIN, C. (2020). Assessing the potential replacement of laurel forest by a novel ecosystem in the steep terrain of an Oceanic Island. *Remote Sensing*, 12, 1–28. doi: [10.3390/rs12244013](https://doi.org/10.3390/rs12244013)
- FERNÁNDEZ, Á.B. & GÓMEZ, L.A. (2016). Qué son los bosques antiguos de laurisilva. Su valor y situación en Canarias. En: Afonso Carrillo, J. (Ed.). *La Gomera, entre bosques y taparuchas* (pp. 177–236). Tenerife: Instituto de Estudios Hispánicos.
- FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M., GARCÍA, J.J., LÓPEZ ESTEBAN, R.J., & LUZARDO, M.C. (1991). Aproximación

mación a la estima de la biomasa y producción neta aéreas en una estación de la Laurisilva tinerfeña. *Vieraea*, 20, 11–20.

- FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M., & NERILLI, G. (2010). Análisis de los servicios prestados por los ecosistemas a las comunidades humanas. El caso del Monteverde gomero y del pinar grancanario. *Boletín de la Real Sociedad Económica de Amigos del País de Tenerife*, 1, 237–250.
- FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M., DE NASCIMENTO, L., OTTO, R., DELGADO, J.D., GARCÍA-DEL-REY, E., ARÉVALO, J.R., & WHITTAKER, R.J. (2011). A reconstruction of Palaeo-Macaronesia, with particular reference to the long-term biogeography of the Atlantic island laurel forests. *Journal of Biogeography*, 38, 226–246. doi: [10.1111/j.1365-2699.2010.02427.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02427.x)
- FERRAZ, A., SAATCHI, S., MALLET, C., JACQUEMOUD, S., GONÇALVES, G., SILVA, C.A., SOARES, P., TOMÉ, M., PEREIRA, L. (2016). Airborne lidar estimation of aboveground forest biomass in the absence of field inventory. *Remote Sensing*, 8(8), 653. doi: [10.3390/rs8080653](https://doi.org/10.3390/rs8080653)
- FRAZER, G. W., MAGNUSSEN, S., WULDER, M. A., & NIEMANN, K. O. (2011). Simulated impact of sample plot size and co-registration error on the accuracy and uncertainty of LiDAR-derived estimates of forest stand biomass. *Remote Sensing of Environment*, 115, 636–649. doi: [10.1016/j.rse.2010.10.008](https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.10.008)
- GARCIA, M., SAATCHI, S., FERRAZ, A., SILVA, C.A., USTIN, S., KOLTUNOV, A., & BALZTER, H. (2017). Impact of data model and point density on aboveground forest biomass estimation from airborne LiDAR. *Carbon Balance Management*, 12. doi: [10.1186/s13021-017-0073-1](https://doi.org/10.1186/s13021-017-0073-1)
- GARCÍA, M., RIAÑO, D., CHUVIECO, E., & DANSON, F.M. (2010). Estimating biomass carbon stocks for a Mediterranean forest in Spain using height and intensity LiDAR data. *Remote Sensing of Environment*, 114(4), 816–30. doi: [10.1016/j.rse.2009.11.021](https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.11.021)
- GILLESPIE, R. G. (2001). Oceanic Islands: Models of Diversity. In: Levin, S. A. (ed.). *Encyclopedia of Biodiversity* (Second Edition) (pp. 590–599). Waltham, MA: Academic Press. doi: [10.1016/B978-0-12-384719-5.00231-8](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00231-8)
- GRAFCAN & AGRESTA (2015) Elaboración de cartografía de modelos de combustibles forestales. Retrieved from: <https://opendata.sitcan.es/dataset/modelos-de-combustible-forestales-decanarias/resource/82252924-d3af-47b5-91fc-945484c66404>
- HALL, S.A., BURKE, I.C., & BOX, D.O. (2005). Estimating stand structure using discrete-return lidar: an example from low density, fire prone ponderosa pine forests. *Forest Ecology and Management*, 208(1–3), 189–209. doi: [10.1016/j.foreco.2004.12.001](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.12.001)
- HÉRAULT, B., & PIPONNOT, C. (2018). Key drivers of ecosystem recovery after disturbance in a neotropical forest: Long-term lessons from the Paracou experiment, French Guiana. *Forest Ecosystems*, 5 (2). DOI: [10.1186/s40663-017-0126-7](https://doi.org/10.1186/s40663-017-0126-7)
- HUANG, W., SUN, G., DUBAYAH, R., COOK, B., MONTESANO, P., NI, W., & ZHANG, Z. (2013). Mapping biomass change after forest disturbance: Applying LiDAR footprint-derived models at key map scales. *Remote Sensing Environment*, 134, 319–322. doi: [10.1016/j.rse.2013.03.017](https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.03.017)
- JANSSEN, J.A.M., RODWELL, J.S., GARCÍA CRIADO, M., GUBBAY, S., HAYNES, T., NIETO, A., SANDERS, N., LANDUCCI, F., LOIDI, J., SSYMANK, A., TAHVANAINEN, T., VALDERRABANO, M., ACOSTA, A., ARONSSON, M., ARTS, G., ATTORRE, F., BERGMEIER, E., BIJLSMA, R.J., BIORET, F., BITĀ-NICOLAE, C., BIURRUN, I., CALIX, M., CAPELO, J., ČARNI, A., CHYTRÝ, M., DENGLER, J., DIMOPOULOS, P., ESSL, F., GARDFJELL, H., GIGANTE, D., GIUSSO DEL GALDO, G., HÁJEK, M., JANSEN, J., KAPFER, J., MICKOLAJCZAK, A., MOLINA, J.A., MOLNÁR, Z., PATERNOSTER, D., PIERNIK, A., POULIN, B., RENAUX, B., SCHAINÉE, J.H.J., ŠUMBEROVÁ, K., TOIVONEN, H., TONTERI, H., TSIRIPIDIS, I., TZONEV, R., & VALACHOVIC, M. (2016). European red list of habitats. Part 2, Terrestrial and freshwater habitats. European Union. doi: [10.2779/091372](https://doi.org/10.2779/091372)

- KHORRAMI, R., NAEIMI, Z., & TABARI, M. (2018). A new method for detecting individual trees in aerial LiDAR point clouds using absolute height maxima. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190 (12). doi: 10.1007/s10661-018-7082-8
- KONDRASKOV, P., SCHÜTZ, N., SCHÜSSLER, C., DE SEQUEIRA, M.M., GUERRA, A.S., CAUJAPÉ-CASTELLS, J., JAÉN-MOLINA, R., MARRERO-RODRÍGUEZ, Á., KOCH, M.A., LINDER, P., KOVAR-EDER, J., & THIV, M. (2015). Biogeography of Mediterranean Hotspot Biodiversity: Re-Evaluating the “Tertiary Relict” Hypothesis of Macaronesian Laurel Forests. *PLoS One* 10, e0132091. doi:10.1371/journal.pone.0132091
- LAUSCH, A., BLASCHKE, T., HAASE, D., HERZOG, F., SYRBE, R., TISCHENDORF, L., WALZ, U. (2015). Understanding and quantifying landscape structure – A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. *Ecological Modelling*, 295, 31–41. doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.08.018
- MCGAUGHEY, R.J. (2014). FUSION/LDV: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization.
- MACKEY, B., PRENTICE, I.C., STEFFEN, W., HOUSE, J.I., LINDENMAYER, D., KEITH, H., BERRY, S. (2013). Untangling the confusion around land carbon science and climate change mitigation policy. *Nature Climate Change*, 3, 552–557. doi: 10.1038/NCLIMATE1804.
- MAIRAL, M., CAUJAPÉ-CASTELLS, J., PELLISSIER, L., JAÉN-MOLINA, R., ÁLVAREZ, N., HEUERTZ, M., & SANMARTÍN, I. (2018). A tale of two forests: Ongoing aridification drives population decline and genetic diversity loss at continental scale in Afro-Macaronesian evergreen-forest archipelago endemics. *Annals of Botany*, 122, 1005–1017. doi:10.1093/aob/mcy107
- MALTAMO, M., NÆSSET, E. & VAUHKONEN, J. (2014). *Forestry applications of airborne laser scanning: concepts and case studies*. Berlin: Springer.
- MARTIN, P., JUNG, M., BREARLEY, F.Q., RIBBONS, R.R., LINES, E.R., & JACOB, A.L. (2016). Can we set a global threshold age to define mature forests?. *PeerJ*, 4. doi:10.7717/peerj.1595
- MARTÍN-LUIS, A., ARBELO, M., HERNÁNDEZ-LEAL, P., & ARBELO-BAYÓ, M. (2016) Mapping species distribution of Canarian Monteverde forest by field spectroradiometry and satellite imagery. *Proc. SPIE 9998, Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology*, XVIII. DOI:10.1117/12.2241993
- MASCARO, J., DETTO, M., ASNER, G. P., & MULLER-LANDAU, H. C. (2011). Evaluating uncertainty in mapping forest carbon with airborne Lidar. *Remote Sensing of Environment*, 115, 3770–3774. doi: 10.1016/j.rse.2011.07.019
- MASSETTI, A., SEQUEIRA, M.M., PUPO, A., FIGUEIREDO, A., GUIOMAR, N., & GIL, A. (2016). Assessing the effectiveness of RapidEye multispectral imagery for vegetation mapping in Madeira Island (Portugal). *European Journal Remote Sensing*, 49, 643–672. doi:10.5721/EuJRS 20164 934
- MONTESANO, P.M., COOK, B.D., SUN, G., SIMARD, M., NELSON, R.F., RANSON, K.J., ZHANG, Z., & LUTTHCKE, S. (2013). Achieving accuracy requirements for forest biomass mapping: A spaceborne data fusion method for estimating forest biomass and LiDAR sampling error. *Remote Sensing of Environment*, 130, 153–170. doi:10.1016/j.rse.2012.11.016
- NÆSSET, E., & GOBAKKEN, T. (2008). Estimation of above- and below-ground biomass across regions of the boreal forest zone using airborne laser. *Remote Sensing of Environment*, 112, 3079–3090. doi: 10.1016/j.rse.2008.03.004
- NUÑEZ-CASILLAS, L., MICAND, F., SOMERS, B., BRITO, P., & ARBELO, M. (2012). Plant species monitoring in the Canary Islands using WorldView-2 imagery. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Volume XXXIX-B8*, 301–304 pp.
- OTTO, R., GARZÓN-MACHADO, V., DEL ARCO, M.J., FERNÁNDEZ-LUGO, S., DE NASCIMENTO, L., OROMÍ, P., BÁEZ, M., IBÁÑEZ, M., ALONSO, M.R., & FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M. (2017). Unpaid

extinction debts for endemic plants and invertebrates as a legacy of habitat loss on oceanic islands. *Diversity and Distribution*, 23, 1031–1041. doi: 10.1111/ddi.12590

SHERIDAN, R., POPESCU, S., GATZIOLIS, D., MORGAN, C., & KU, N.W. (2014). Modeling Forest Above-ground Biomass and Volume Using Airborne LiDAR Metrics and Forest Inventory and Analysis Data in the Pacific Northwest. *Remote Sensing*, 7, 229–255. doi: [10.3390/rs70100229](https://doi.org/10.3390/rs70100229)

TEOBALDELLI, M., CONA, F., SAULINO, L., MIGLIOZZI, A., D'URSO, G., LANGELLA, G., MANNA, P., & SARACINO, A. (2017). Detection of diversity and stand parameters in Mediterranean forests using leaf-off discrete return LiDAR data. *Remote Sensing Environmental*, 192, 126–138. doi: [10.1016/j.rse.2017.02.008](https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.02.008)

WHITTAKER, R.J., FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M., MATTHEWS, T.J., BORREGAARD, M.K., & TRIANTIS, K.A. (2017). Island biogeography: Taking the long view of nature's laboratories. *Science*, 357, eaam8326. doi:[10.1126/science.aam8326](https://doi.org/10.1126/science.aam8326)

ZHAO, F., GUO, Q., & KELLY, M. (2012). Allometric equation choice impacts lidar-based forest biomass estimates: A case study from the Sierra National Forest, CA. *Agricultural and Forest Meteorology*, 165, 64–72. doi: [10.1016/j.agrformet.2012.05.019](https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.05.019)

REINTEPRETANDO LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS DESDE LA ECOLOGÍA POLÍTICA: ¿ES OBSOLETA LA NORMATIVA SOBRE EL EUCALIPTO EN GALICIA Y ESPAÑA?

REINTERPRETATING INVASIVE ALIEN SPECIES UNDER POLITICAL ECOLOGY LENS. IS THE GALICIAN AND SPANISH LEGISLATION ON BLUE GUMS OBSOLETE?

Diego Cidrás¹

¹Departamento de Xeografía, Universidade de Santiago de Compostela, diego.cidras.fernandez@usc.es, <https://orcid.org/0000-0002-4385-4642>

Resumen

La lectura predominante de las especies exóticas invasoras (EEI) se ha realizado tradicionalmente en clave negativa. Así, los estados desarrollan mecanismos legislativos para limitar su expansión física. En este marco, cuando desde la sociedad se percibe conflictivamente la presencia de una especie exótica, se puede perseguir su declaración legal como invasora. Este ha sido el caso del género *Eucalyptus* en Galicia en las últimas décadas, adquiriendo carácter legal para determinadas instancias en 2017. A partir de este caso, nos planteamos hasta qué punto la ecología política pone en cuestión este conjunto de prácticas sociopolíticas institucionalizadas.

A tal efecto, iniciamos nuestra aportación a través de una revisión conceptual de la idea moderna de EEI, que abstrae dimensiones inherentes a la expansión de especies, tales como la incidencia humana y sus valores culturales. A continuación, revisamos cómo la ecología política y la geografía posmoderna han cuestionado esta interpretación prevaleciente. El cuerpo central del trabajo consiste en el análisis de la normativa existente en relación con el eucalipto en Galicia y España. El artículo concluye con una discusión de los resultados obtenidos, que mostrarán un predominio de la vertiente moderna de EEI. Por ello sugerimos, finalmente, un ensanchamiento de la dimensión cultural de las EEI en la legislación. Ello permitiría un estudio y evaluación reglado del contexto humano que, en definitiva, construye las redes socio-biológicas de cualquier invasión.

Palabras clave: Especie exótica invasora, legislación, ecología política, eucalipto, Galicia.

Abstract

The concept of Invasive Alien Species (IAS) has been traditionally approached under negative perspectives, within which States develop legal measures to limit the

physical expansion of IAS. Often, when the presence of an exotic species involves a source of social controversy, the legal declaration as an IAS can be pursued by the civil society. That has been the case of the eucalypt (*Eucalyptus spp.*) in Galicia in recent decades, and particularly since 2017. From this case, we ask to what extent political ecology calls into question this set of institutionalized socio-political practices.

To this end, we began our contribution through a conceptual review of the modern idea of IAS, which abstracts dimensions inherent to the expansion of species, such as the human incidence and the cultural values affecting it. Next, we review how political ecology and postmodern geography have challenged this prevailing interpretation. The main body of the work consists of the analysis of the existing regulations in relation to eucalypts in Galician and Spanish legal frameworks. The article concludes with a discussion of the obtained results, which show a predominance of the modern aspect of IAS. A broadening of the cultural dimension of IAS in the legislation would enable a regulated study and evaluation of the human context that, ultimately, builds the social-biological networks of any invasion.

Keywords: Invasive alien species, legislation, political ecology, eucalyptus, Galicia.

1. INTRODUCCIÓN

El 14 de febrero de 2021, la sala de lo Contencioso-Administrativo del Tribunal Superior de Justicia de Madrid fallaba que “no puede concluir que existe una evidencia científica de la necesidad de incluir al eucalipto en el catálogo de especies invasoras” (Procedimiento Ordinario 836/2018: 14). De este modo, la Justicia ponía fin a un litigio de más de tres años en el que órganos de la administración pública de diferentes escalas territoriales, defendían o refutaban la catalogación del género *Eucalyptus* como Especie Exótica Invasora (EEI). A diferencia de otros procesos de catalogación, el caso del eucalipto reúne un entramado de intereses territoriales clave, pues el cultivo de este género constituye una pieza fundamental para la industria forestal en España (ENCE, 2019). Dado que la catalogación como EEI conllevaría una prohibición genérica del cultivo del eucalipto, la puja por tal denominación adquiere una importancia clave para defensores y detractores del mismo. Por todo ello, la ciencia adquiere en este escenario una envergadura inusual, pues un compendio de evidencias favorables a la catalogación podría asolar todo un complejo industrial.

Este trabajo pretende realizar una aproximación crítica a la construcción del campo científico. Concretamente, valiéndonos de la mirada de Bourdieu (1994), exploraremos la lucha concreta por la autoridad en este campo, que asimilamos en el asunto del eucalipto con la definición y catalogación de una especie vegetal como exótica invasora. El objetivo de la investigación es reunir, analizar y discutir los marcos normativos de las EEI en España respecto a las propuestas científicas vigentes sobre este concepto. Nuestra pregunta de investigación es la siguiente: ¿Qué grado de implantación tiene la ciencia geográfica, entendida como el estudio relacional entre la sociedad y el medio, en las definiciones legales de EEI?

En primer lugar, se realizará una aproximación teórica a la idea de EEI, tal y como se ha planteado inicialmente desde la ecología y posteriormente desde otras disciplinas que han participado en el debate. Prestaremos especial atención a los geógrafos Robbins (2004) y Warren (2007), puesto que sus trabajos inciden en la integración de la dimensión social y contextual de las EEI. En segundo lugar, abordaremos la singularidad territorial del ámbito de nuestra revisión normativa, Galicia, en tanto que el litigio legal ha partido de un municipio gallego y la expansión del eucalipto en este territorio es la mayor del conjunto del Estado. Seguidamente, presentaremos el análisis de la normativa vigente, que nos permitirá discutir la vinculación entre dicha normativa y el debate científico que *a priori* define la condición de una EEI.

2. ESPECIE EXÓTICA INVASORA: UN CONCEPTO EN TRANSICIÓN

Las EEI son comprendidas como una amenaza incipiente para la conservación de la biodiversidad (Clavero & García-Berthou, 2005; Early et al., 2016). Al menos desde la mitad del siglo XX, la concreción del cómo, cuándo, y bajo qué condiciones una especie debe ser considerada exótica invasora, constituye un reto de calado para la ciencia (Elton, 1958). Si bien el protagonismo de la geografía ha sido inicialmente residual en este debate, la inclusión contemporánea de geógrafos como Warren (2007) ha acompañado una ruptura de corrientes tradicionalistas, particularmente desde la reformulación de ideas clave, tales como ‘lo exótico’ o ‘la invasión’. En la actualidad, la Unión Internacional por la Conservación de la Naturaleza (IUCN, en inglés) define de modo amplio una EEI como “animales, plantas u otros organismos que son introducidos en lugares fuera de su ámbito natural, impactando negativamente en la biodiversidad nativa, servicios ecosistémicos o seres humanos” (IUCN, 2021: 1). No obstante, el concepto hereda dos grandes corrientes teóricas que discernimos seguidamente, siguiendo sus cursos temporales.

En primera instancia, la ecología viene amparando desde el siglo XX la existencia de al menos tres factores que determinarían lo que hoy día denominamos capacidad invasora de una especie: la adaptabilidad (Clements et al., 2004), la reproducción (Baker, 1974) y el crecimiento vigoroso (Baker & Stebbins, 1965). Sin embargo, la necesidad de situar estos factores sobre un espacio determinado ha problematizado desde antaño la concreción del concepto. Sobre esta cuestión espacial o territorial, Hobbs y Huenneke (1992) plantearon la modelización de la *invasibilidad* del paisaje –*invasibility of landscapes*, en inglés–, de modo en que más allá de una lucha especie-especie, el ámbito geográfico en el que estas se sitúan fuese estudiado para la consideración de una catalogación como EEI. Tras esta corriente, en la actualidad conocemos estudios de factores como la fragmentación de coberturas de suelo vinculadas a una especie en expansión (López-Teixido, García-Quintanilla, & Carreño-Conde, 2009), o modelados como a estimación de la presión de propágulos (Colautti, Grigorovich, & MacIsaac, 2006), que estiman la cantidad de individuos de una especie exótica que se introducen en un nuevo ecosistema.

A partir de la crítica posmoderna (Latour, 1991), conocemos una corriente de pensamiento que reivindica la inclusión del factor humano dentro de las teorías de la invasión (Robbins, 2004). Si bien las décadas precedentes se caracterizaron por abs-

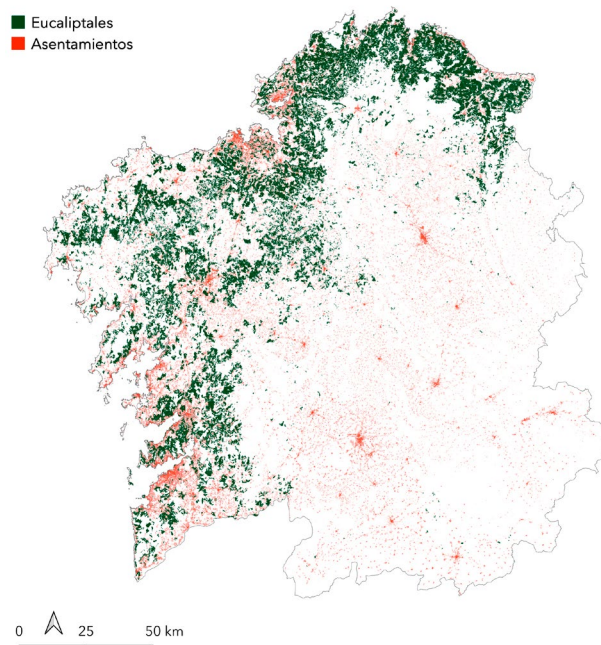
traer el intervencionismo humano del efecto de las EEI, la observación de comportamientos desiguales de las especies en función de prácticas y comportamientos humanos ha conllevado una progresiva mutación de la ciencia natural con la ciencia social (Hall, 2003). Por ello, principalmente desde la ecología política se ha propuesto idear un marco conceptual de la invasión que integre las afecciones humanas a la invasión y viceversa (Robbins, 2004). Concretamente, a partir de la tesis de que “no son las especies, sino las redes socio-biológicas las que crean la invasión”, Robbins (2004, p. 1) propone en su trabajo una modelización de las burocracias y otras afecciones humanas a la expansión de una especie determinada en un contexto determinado. De todos estos autores abstraemos un sentir próximo a la tesis de Braun y Clarke (2006, p. 535), quienes expresan que “la ciencia puede dilucidar las causas y consecuencias de los cambios en la biodiversidad, pero, en última instancia, decidir qué es bueno o malo es un asunto moral y social”.

Recientemente, Kapitza et al. (2019) han mostrado un interés académico incipiente por la comprensión de los vectores social y cultural de las invasiones. En este sentido, las autoras concluyen la necesidad de integrar en la definición de una EEI las percepciones e impactos de las especies con potencial invasor sobre las personas que habitan el territorio en cuestión. Sin embargo, la amplitud y diversidad de factores socioculturales que influyen sobre este asunto, motivan una ausencia de consenso científico sobre la concreción de cuáles integrar en la idea de EEI (Kapitza et al., 2019). Como consecuencia, trabajos como el de López-González (2002) muestran cómo los comités técnicos y/o científicos de las administraciones seleccionan parcialmente diferentes factores, tales como la aceptación social o el beneficio económico, para apoyar o rechazar una catalogación en función de la directriz política recibida. Por ello, la socialización incipiente, aunque irregular del concepto de EEI, incrementa las lecturas del mismo en clave de relaciones de poder. La dificultad por concretar y modelizar un único sistema socio-ecológico de invasiones motiva que, hoy día, desde la ecología política se mantengan las lecturas críticas sobre catalogaciones socialmente conflictivas y apriorísticamente sesgadas (López-González, 2002; Kapitza et al., 2019).

3. ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODO

El análisis y discusión de la normativa vinculada al género *Eucalyptus* que propone este trabajo se sitúa en el ámbito de Galicia. Este territorio se ha caracterizado hasta la segunda mitad del siglo XX por la prevalencia de paisajes agrarios o agroforestales, en un medio rural habitado y con diversas formas de organización agraria, lo que el geógrafo Bouhier (1979) denominó un “viejo complejo agrario”. Sin embargo, las últimas décadas han protagonizado un declive del medio rural, cada vez más deshabitado y dominado por plantaciones forestales o tierras improductivas (Corbelle & Crecente, 2014). Esta transición de usos se ha caracterizado, particularmente en las fachadas atlántica y cantábrica, por la expansión de las plantaciones de eucalipto. Si bien en 1973 apenas se estimaban cerca de 30.000 hectáreas plantadas en el conjunto de Galicia, en 2018 el total de plantaciones superaba las 400.000 (MITECO, 2019) (Figura 1).

Figura 1. Mapa de la distribución del *Eucalyptus spp.* en Galicia.



La categoría 'eucaliptal' se representa a partir del Inventario Forestal Nacional (IFN) más reciente. Para dicha representación, se han seleccionado únicamente aquellas entidades del IFN en que alguna especie del género *Eucalyptus spp.* aparece como especie dominante (SP1).

Fuente: Inventario Forestal Nacional; Información Xeográfica de Galicia.

Dicha expansión del eucalipto se ha interpretado, en términos sociales, como uno de los principales operadores del declive rural, así como de la degradación del paisaje (Cidrás, 2020; Martínez-Cabrera, Rodríguez, & Ballesteros, 2020). De hecho, a lo largo de las últimas décadas se han observado protestas y conflictos vinculados a la expansión de esta especie, desde revueltas puntuales (López & González, 2002) hasta la articulación de voluntariados *deseucaliptizadores* a escala gallega (Cidrás, Lois, & Paül, 2018). Recientemente, el debate social se ha trasladado en parte al ámbito legislativo, pues a partir de una protesta local iniciada en Teo (A Coruña), entre 2017 y 2019 se ha producido una sucesión de disputas sobre su posible catalogación como EEI. Tal y como adelantamos al inicio de esta investigación, la resolución judicial fue negativa y en el momento de la redacción de este trabajo es ya definitiva.

Los siguientes resultados se han obtenido mediante un método de análisis de contenido. Desde una perspectiva constructivista, en los términos de Foucault (1972), aspiramos a comprender cómo se asientan los sistemas de conocimiento en la legislación del eucalipto. Concretamente, seleccionamos para el análisis las siguientes figuras legales: Ley 42/2007 de Patrimonio Natural y Biodiversidad; Real Decreto 630/2013 por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras; Reglamento (UE) 1143/2014 sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras; Ley 5/2019 de *patrimonio natural e biodiversidade de Galicia*. Una vez identificadas las afecciones al concepto de EEI, categorizamos

mediante códigos descriptivos (Cope, 2010) los factores que constituyen la definición legal del concepto en las escalas española y gallega.

4. RESULTADOS

La definición de EEI presenta disparidades entre los diferentes marcos normativos. En primer término, a escala española tanto la Ley 42/2007 como el RD del catálogo asociado reúnen una definición que combina la nocividad entre especies, con el daño de la EEI candidata al ambiente en que se sitúa (Tabla 1). También, se realiza la referencia expresa a un aspecto sociocultural, como es la amenaza a la agronomía o a los recursos económicos. Un paso más adelante lo encontramos a escala de la Unión Europea con el Reglamento 1143/2014, que trasciende la dimensión cultural de las EEI y estipula como novedad la afectación a los servicios ecosistémicos –ej: valores estéticos, arraigo emocional, regulación del agua, etc. (ver Referencia). Sin embargo, la normativa europea descansa *de facto* en el criterio de los estados miembros tal consideración y gestión. En el momento de esta publicación, el eucalipto carece de consideración jurídica de EEI en ambos escenarios.

Por otro lado, la regulación de las EEI a escala gallega adquiere también relevancia, dado que la Ley 42/2007 prevé que las CCAA puedan establecer catálogos propios de EEI para sus respectivos territorios. En Galicia, a pesar de su condición novel, la Ley 5/2019 retorna a una definición de EEI reduccionista a las dinámicas estrictamente ecológicas. Concretamente, la condición se limita a la afectación negativa de una especie exótica sobre una nativa. Cabe señalar que, si bien las autonomías tienen la capacidad mencionada de desarrollar un catálogo propio, Galicia carece de tal instrumento en el momento de esta publicación.

Tanto la ley estatal como la gallega determinan que, tras un supuesto de catalogación, se activaría automáticamente una prohibición genérica de posesión, transporte, tráfico y comercio de dicha especie. Sin embargo, la Ley 42/2007 reconoce una excepción para la norma en aquellos casos que, por interés estratégico o sectorial, “se podrá dejar sin efecto, mediante acuerdo, algunas prohibiciones (...) para una especie catalogada”. Tanto para una catalogación como para una excepción, la normativa estipula que es precisa “una argumentación científica de la medida propuesta”. Por último, el veredicto sobre la inclusión o exclusión de una especie del Catálogo Español corresponderá al ministerio con competencias en medio ambiente, que en el Estado español integra tradicionalmente las competencias en política forestal.

Tabla 1. Evolución temporal de la definición legal de EEI.

Año	Ámbito territorial	Instrumento legal	Definición de Especie Exótica Invasora
1993	Unión Europea	93/626/EEC	Aquellas especies exóticas que amenacen ecosistemas, hábitats u otras especies.
2007	España	Ley 42/2007	Especies y subespecies exóticas invasoras que constituyan, de hecho, o puedan llegar a constituir una amenaza grave para las especies autóctonas, los hábitats o los ecosistemas, la agronomía, o para los recursos económicos asociados al uso del patrimonio natural
2013	España	RD 630/2013	Especie exótica que se introduce o establece en un ecosistema o hábitat natural o seminatural, y que es un agente de cambio y amenaza para la diversidad biológica nativa, ya sea por su comportamiento invasor, o por el riesgo de contaminación genética
2014	Unión Europea	Reg. (EU) 1143/2014	Una especie exótica cuya introducción o propagación haya demostrado ser una amenaza o tener efectos adversos sobre la biodiversidad y los servicios asociados de los ecosistemas.
2019	Galicia	Ley 5/2019	La que se introduce o establece en un ecosistema o en un hábitat natural o seminatural y que es un agente de cambio y amenaza para la diversidad biológica nativa, ya sea por su comportamiento invasor o por riesgo de contaminación genética.
---	Galicia	<i>Sin instrumento de catalogación</i>	---

Leyenda: La flecha indica una vinculación entre la figura legal y el instrumento concreto que regula las EEI.

Fuente: Elaboración propia.

5. CONCLUSIÓN

Como se señala anteriormente, el objetivo de esta investigación es discutir el rol de la geografía en las definiciones científica y normativa de una EEI. Nuestros resultados revelan en primer lugar un desajuste conceptual de la idea de EEI en las normativas de las escalas territoriales analizadas. Concretamente, identificamos las principales desavenencias en la vertiente cultural del concepto, menos consistente que el contenido ecológico del mismo. En este sentido, el enfoque tradicional asignado a las EEI como una cuestión relacional entre especies (Baker y Stebbins, 1965; Baker, 1974) prevalece en la legislación actual, a todas las escalas. Contrariamente, el giro geográfico propuesto desde contribuciones como la de Robbins (2004) o Warren (2007) adquiere un protagonismo parcial en las normativas, de modo que apenas el ‘valor económico’ llega a trascender como un elemento a considerar las catalogaciones. Esta cuestión se traduce finalmente en sentencias como la del litigio con el que abríamos este trabajo, en la que la dimensión económica del eucalipto refuerza la negativa de la sentencia sobre la posible catalogación. Por todo ello, interpretamos que no existe una implantación de la ciencia geográfica en las definiciones legales de EEI, a pesar de

los intentos que hemos explorado a través de las figuras de Robbins (2004) y Warren (2007).

En definitiva, ¿es obsoleta la legislación sobre el eucalipto en Galicia y España? A partir de su comparación con la normativa europea vigente desde 2014, podemos afirmar que existe un desfase normativo en los planos estatal y autonómico, en tanto que la consideración de aspectos culturales no tiene cabida reglada en ninguno de los dos. Si la legislación sigue omitiendo la incidencia cultural que *de facto* observamos en la gestión de las EEI, podrá prevalecer la existencia de conflictos derivados de dichos procesos de catalogación. Inversamente, un ensanchamiento de la dimensión cultural de las EEI en la legislación habilitaría un estudio y evaluación reglado del contexto humano que, en definitiva, construye las redes socio-biológicas de cualquier invasión. Dicha integración de 'lo cultural' debe ser rigurosa e integral, pues la regulación parcial de valores como el económico frente a otro tipo de dimensiones del paisaje no responde estrictamente a ninguna de las corrientes conceptuales analizadas. En este sentido, entendemos que el rol de la geografía es clave para construir, desde posicionamientos propositivos, un posible encaje legal del concepto de EEI tal y como venimos sugiriendo desde diferentes disciplinas.

BIBLIOGRAFÍA

- BAKER, H. G. (1974). The evolution of weeds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5(1), 1–24.
- BAKER, H. G., & STEBBINS, G. L. (1965). Genetics of colonizing species, proceedings. In *International Union of Biological Sciences Symposia on General Biology 1964: Asilomar, Calif.*. Academic Press.
- BOUHIER, A. (1979). *La Galice: Essai Géographique d'analyse et d'interprétation d'un vieux Complexe Agricole*. Poitiers: Impr. yonnaise.
- BOURDIEU, P. (1994). El campo científico.
- BRAUN, V., & CLARKE, V. (2006). Using thematic analysis in psychology. *Qualitative Research in Psychology*, 3(2), 77–101.
- CIDRÁS, D. (2020). 'Eucalypt-free-zone' municipalities: Analysis of the local political actors in Galicia, Spain. *Boletín de La Asociación de Geógrafos Españoles*, (84), 1–30. <https://doi.org/10.21138/bage.2785>
- CIDRÁS, D., LOIS, R., & PAÛL, V. (2018). Rural Governance against Eucalyptus Expansion in Galicia (NW Iberian Peninsula). *Sustainability*, 10(10), 3396. <https://doi.org/10.3390/su10103396>
- CLAVERO, M., & GARCÍA-BERTHOUS, E. (2005). Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(3), 110.
- CLEMENTS, D. R., DITOMMASO, A., JORDAN, N., BOOTH, B. D., CARDINA, J., DOOHAN, D., ... SWANTON, C. J. (2004). Adaptability of plants invading North American cropland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104(3), 379–398.
- COLAUTTI, R. I., GRIGOROVICH, I. A., & MACISAAC, H. J. (2006). Propagule Pressure: A Null Model for Biological Invasions. *Biological Invasions*, 8(5), 1023–1037. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-3735-y>
- COPE, M. (2010). Coding Qualitative Data. In I. Hay (Ed.), *Qualitative Research Methods in Human Geography* (pp. 281–294). Oxford, UK: Oxford University Press.
- CORBELLE, E., & CRECENTE, R. (2014). Urbanización, forestación y abandono. Cambios recientes en el paisaje de Galicia, 1985–2005. *Revista Galega de Economía*, 23(1), 219–228. <https://doi.org/10.1590/0104-1169.3241.2437>

- EARLY, R., BRADLEY, B. A., DUKES, J. S., LAWLER, J. J., OLDEN, J. D., BLUMENTHAL, D. M., ... TATEM, A. J. (2016). Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature Communications*, 7. <https://doi.org/10.1038/ncomms12485>
- ELTON, C. S. (1958). *The ecology of invasions by animals and plants*. Oxford, UK: Springer Nature.
- ENCE. (2019). *Resumen Plan Estratégico 2019 - 2023*. Retrieved from https://ence.es/wp-content/uploads/pdf/Resumen_Plan_Estrategico_2019_2023.pdf
- FOUCAULT, M. (1972). *The archeology of knowledge and the discourse on language*. New York: Vintage Books Edition.
- HALL, M. (2003). *The Native, Naturalized and Exotic—plants and animals in human history*. Taylor & Francis.
- HOBBS, R. J., & HUENNEKE, L. F. (1992). Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology*, 6(3), 324–337.
- IUCN. (2021). *Invasive Alien Species and climate change*. Retrieved from <https://www.iucn.org/resources/issues-briefs/invasive-alien-species-and-climate-change>
- KAPITZA, K., ZIMMERMANN, H., MARTÍN-LÓPEZ, B., & WEHRDEN, H. VON. (2019). Research on the social perception of invasive species: A systematic literature review. *NeoBiota*, 43, 47–68. <https://doi.org/10.3897/NEOBIOTA.43.31619>
- LATOURE, B. (1991). *We have never been modern*. Massachusetts: Harvard university press.
- LÓPEZ-TEIXIDO, A., GARCÍA-QUINTANILLA, L., & CARREÑO-CONDE, F. (2009). Fragmentación del bosque y pérdida del hábitat de helechos amenazados en el Parque Natural Fragas do Eume (NW de España). *Ecosistemas*, 18, 1–9. Retrieved from <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=580>
- LÓPEZ, J. A., & GONZÁLEZ, M. I. (2002). *Políticas del bosque. Expertos, políticos y ciudadanos en la polémica del eucalipto en Asturias* (Ediciones). Madrid: Cambridge University Press.
- MARTÍNEZ-CABRERA, H., RODRÍGUEZ, G., & BALLESTEROS, H. M. (2020). Degradación de las instituciones sociales y usos del suelo : mecanismos de retroalimentación entre forestación y condiciones de habitabilidad en el rural. *Revista Galega de Economía*, 29(2), 1–19.
- MITECO. (2019). Mapa forestal de España (MFE) de máxima actualidad. Retrieved from <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>
- ROBBINS, P. (2004). Comparing invasive networks: cultural and political biographies of invasive species. *Geographical Review*, 94(2), 139–156.
- WARREN, C. R. (2007). Perspectives on the ‘alien’ versus ‘native’ species debate: A critique of concepts, language and practice. *Progress in Human Geography*, 31(4), 427–446. <https://doi.org/10.1177/0309132507079499>

EL ESTUDIO DEL PAISAJE Y SU RELACIÓN CON EL PATRIMONIO CAMINERO DE TENERIFE

José Juan Cano Delgado¹

¹ Codirector Cátedra Cultural La Laguna Patrimonio Mundial, Universidad de La Laguna, info@jjcano.com, ORCID iD 0000-0001-6735-2033

Resumen

La revalorización del paisaje como parte fundamental del patrimonio de un territorio es considerada en esta comunicación como un concepto que debe ser analizado desde una perspectiva geográfica y basada en las directrices que marca el Convenio Europeo del Paisaje (CEP), Florencia año 2000, y su proceso de implantación en islas.

En el caso de Tenerife, es básico dotar de instrumentos legales al paisaje insular en el marco de su conservación, puesto que se trata de un territorio frágil y de escasa extensión.

El método de trabajo que se presenta es la concreción de un sistema de indicadores que vincule metodología, datos y propuestas para caracterizar dicha realidad en áreas protegidas.

En esta comunicación abordaremos los paisajes lineales; es decir, los diferentes sistemas de caminos tradicionales del Paisaje Protegido de la Rambla de Castro y del Paisaje Protegido de Ifonche en Tenerife.

Los resultados esperados resultan, por un lado, de la presentación de un sistema de indicadores que vincule dichos paisajes protegidos con los caminos tradicionales y, por otro, de plasmar la interrelación entre la protección paisajística y la conservación del patrimonio caminero.

Palabras clave: camino, paisaje, patrimonio, revalorización, sistema de indicadores, Tenerife.

Abstract

The revaluation of the landscape as a fundamental part of the heritage of a territory is considered in this communication as a concept that must be analyzed from a geographical perspective and based on the guidelines set out in the European Landscape Convention (CEP), Florence year 2000, and its process of implementation on islands.

In the case of Tenerife, it is essential to provide legal instruments to the island landscape in the context of its conservation since it is a fragile and sparse territory. The working method presented is the concretion of a system of indicators linking methodology, data and proposals to characterize this reality in protected areas.

In this communication we will address the linear landscapes, that is, the different systems of traditional roads of the Protected Landscape of the Rambla de Castro and the Protected Landscape of Ifonche in Tenerife. The expected results result, on

the one hand, from the presentation of a system of indicators linking these protected landscapes with traditional roads and, on the other hand, reflecting the interrelationship between landscape protection and the conservation of the walking heritage.

Keywords: path, landscape, heritage, revaluation, indicator system, Tenerife.

1. EL SISTEMA DE CAMINOS TRADICIONALES Y EL PAISAJE DE TENERIFE

El sistema de caminos tradicionales de Canarias, en general, y de Tenerife, en particular, se ha podido clasificar (Cano-Delgado, 2016), en base a varios conceptos como son el de titularidad y propiedad, el trazado y, por último, la funcionalidad territorial. Por ello, se propone una clasificación diferenciada en dichos conceptos que pasamos a explicar.

El sistema de caminos tradicionales de Canarias, según la titularidad y propiedad, es el siguiente:

De titularidad pública.

- Caminos reales: el término camino real, en la actualidad aplicado genéricamente a los caminos tradicionales, debe limitarse exclusivamente a aquellos caminos de propiedad real que unían los grandes núcleos de población. Su origen se remonta al reinado de los Reyes Católicos, momento en el cual el hecho de que el centro de la monarquía no se encontrara nunca en una capital fija, sino en las propias personas de los reyes, es un dato fundamental. Los reyes procuraban administrar justicia de forma directa y la pacificación en el interior la lograron a fuerza de multiplicar su presencia a lo largo y ancho de todo el territorio.
- Caminos vecinales: coincidían en la mayor parte de los casos con los caminos de carros, sobre todo en la costa, y con los caminos de herradura del interior. Estuvieron bajo la titularidad de los Ayuntamientos, que eran los que se encargaban de su construcción y conservación, bien con ingresos propios o con la prestación personal de los vecinos. Tenían un ancho que variaba entre los tres y cinco metros.
- Serventías: la servidumbre de paso era un camino que discurría por una finca particular utilizado por los habitantes de otras fincas, por lo que su distribución fue muy amplia y vinculada también a la extracción de recursos. También en algunos sectores de medianías se denominaba pasada a los tramos en los que se atravesaba un cauce de barranco cercano a propiedades o fincas entre particulares.

De titularidad privada.

- Caminos privados: los caminos de titularidad privada eran aquellos construidos por particulares para su servicio o el de sus propiedades. La acción privada es la que, por ejemplo, abrió los numerosos caminos forestales necesarios

para el transporte de maderas, brea, carbón, pinocha, etcétera, mediante licencia del Concejo de la isla en los años posteriores a la Conquista y teniendo en cuenta si el suelo era privado o público.

Así mismo, el sistema mencionado se caracteriza según su trazado, como lo siguiente:

- Caminos de costa a cumbre: son aquellas vías de comunicación que transcurren desde la costa de los diferentes municipios del Sur de Tenerife hacia la cumbre, por ejemplo, el Camino del Hermano Pedro, entre los municipios de Vilaflor de Chasna y Granadilla de Abona. Atravesando los núcleos de población más importantes de las medianías, siendo, en este caso, caminos que eran usados en su mayoría por personas ligadas a la ganadería, el transporte de mercancías y productos de la tierra y por los vecinos de la zona.
- Caminos reales: son aquellos que unían las antiguas ciudades capitales de las Islas, con los diferentes centros municipales administrativos que en la actualidad son, en su mayoría, los cascos urbanos de los diferentes municipios de las vertientes meridional y septentrional de algunas islas.
- Caminos dorsales: eran aquellos que atravesaban las dorsales de algunas islas.
- Caminos de banda a banda: son vías de comunicación que unen las vertientes o bandas de las islas. Estos caminos, en el caso de Tenerife, atraviesan el centro de esta y se presentan como paradigma, “el camino de Chasna, el cual ha sido una de las principales rutas históricas de Tenerife”, según Codech e Isidro (2001).

El estado de las vías terrestres en Canarias a lo largo de los siglos fue bastante deplorable. En este sentido, cabe destacar el comentario que se realiza en el siglo XIX sobre los caminos reales: “horrorosos senderos, decorados con el nombre un poco pretencioso de caminos reales” (Verneau, reedición 1981).

Según el Real Decreto de 1848, los caminos públicos que no estuviesen comprendidos en la clase de carreteras nacionales y provinciales se denominarían caminos vecinales de primer y segundo orden. Según Pérez-Barríos (2004), los de primer orden serían los que por diferentes motivos interesaban a varios pueblos, teniendo un tránsito activo y frecuente; por el contrario, los de segundo orden, pese a que interesaban a uno o más pueblos, eran poco transitados.

Por último, la tipología según la funcionalidad de los caminos tradicionales es la siguiente:

- Caminos de carro o carreteros: vías de comunicación que permitían el paso de un carro o carreta. Fueron los más importantes, los más transitados y unían las mayores poblaciones, además de buscar los espacios agrícolas más fértiles. Morfológicamente se caracterizaban por presentar un empedrado continuo y uniforme, para evitar el deterioro del firme por el tráfico frecuente o por la acción de las aguas, una pendiente moderada, inferior a ocho grados, y un ancho de tres a cinco metros a lo largo de todo el recorrido.
- Caminos de herradura: caminos arreglados para el paso de un animal de carga. Unían los principales enclaves agrícolas con los núcleos de población se-

cundarios. Formaban una gran red de comunicaciones, sobre todo en el sector de medianías de toda la isla y su origen estuvo muy condicionado por la abrupta orografía.

Solían estar empedrados y contar con canalizaciones y zonas de descanso (cruces, fuentes, etcétera). Su ancho medio variaba de dos a cuatro metros en aquellos que unían entidades de cierta importancia, y entre uno y dos metros los que comunicaban asentamientos menores.

- Sendas o veredas: senderos trazados para el paso de la gente, con pocas o ninguna obra de acondicionamiento. Se encuentran representados en todos los sectores de la isla, ya que eran pequeñas vías de penetración o paso por lugares que no tenían una importancia vital en cuanto a comunicaciones entre núcleos o en relación con la disponibilidad de recursos.

Cabe destacar que ante la realidad orográfica de algunas de las islas (Gran Canaria, Tenerife, La Gomera, El Hierro y La Palma) y ante el comienzo de la producción de cierta importancia, se optó por caminos que tenían como nodos de salida o llegada los puertos de cabotaje.

Es bien conocido que, por ejemplo, la isla de Tenerife poseía un conjunto de pequeños puertos, que además coinciden con los vocablos “Pris”, “Porís” y muelles entre los que podemos nombrar, según Moreno-Medina (2005), los de Puerto de la Cruz, Garachico y Buenavista y los desembarcaderos de La Madera en Tacoronte, San Marcos en Icod y La Caleta de Interián en la costa norte; en el litoral SW, el puerto de Santiago, La Caleta y El Puertito en Adeje, y al sur el puerto de Los Cristianos, Los Abrigos, Abona. Al este se localizaban los de Güímar y Candelaria como los más importantes. Pero es el puerto de Santa Cruz el más importante de la isla y el que estructuró casi toda la red de caminos de la isla en el XIX, lo cual no solo le otorgó un peso específico innegable, sino que el paisaje derivado de estas actividades económicas y su vinculación al desarrollo fue una de sus principales características.

2. EL DESARROLLO TERRITORIAL INSULAR Y LA CONSIDERACIÓN DEL PAISAJE

Se considera paisaje, según el CEP, cualquier parte del territorio tal como la percibe la población, cuyo carácter sea el resultado de la acción y la interacción de factores naturales y/o humanos. Cabe recordar que el CEP fue ratificado por España el 26 de noviembre de 2007 (BOE de 5/02/2008) y entró en vigor en nuestro país desde el primero de marzo de 2008.

En el caso de la isla de Tenerife, situada en el archipiélago atlántico de las Islas Canarias es aún más importante, si cabe, dotar de instrumentos legales al paisaje insular en el marco de su protección y conservación puesto que se trata de un territorio frágil y de escasa extensión. En territorios insulares existe un peligro real de desaparición o transformación irreversible de aquellos paisajes y elementos que lo conforman como es, por ejemplo, revalorizar sus unidades de paisaje, creadoras de identidad y base del territorio.

Se entiende como unidad de paisaje una parte del territorio caracterizada por una combinación específica de componentes y de dinámicas claramente reconocibles, que le confieren una fisonomía y una identidad diferenciada del resto, según el Avance del Plan Territorial Especial de Ordenación del Paisaje de Tenerife 2008 (en lo sucesivo PTEOP) que, aunque no se llegó a ejecutar, sí otorgó por primera vez de un corpus metodológico en esta materia.

La revalorización del paisaje, como parte fundamental del patrimonio natural y cultural de un territorio, es considerada en este trabajo como un concepto que debe ser analizado desde una perspectiva geográfica, basada en el citado CEP y su proceso de implantación en los ámbitos insulares.

En este sentido, la conservación y puesta en valor del patrimonio natural y cultural de la isla de Tenerife, en especial de sus redes camineras, en un territorio delimitado geográficamente y con un equilibrio frágil, no sólo permiten el mantenimiento de su identidad sino también su diversidad paisajística y, simultáneamente, contribuyen a la preservación de otros valores ambientales que redunden en una mayor calidad de vida de sus vecinos y posibles visitantes y, por lo tanto, en un desarrollo territorial efectivo.

En el caso del ámbito objeto de estudio, es básico dotar de instrumentos legales al paisaje en el marco de su protección y/o conservación, como hemos destacado. En territorios con estas características existe un peligro real de desaparición o transformación irreversible de aquellos paisajes y elementos que lo conforman y, por lo tanto, es recomendable contar con metodologías de estudio y análisis que conduzcan, por ejemplo, a revalorizar las unidades de paisaje, creadoras de identidad y base del territorio.

El patrimonio y, por ende, el paisaje y sus elementos asociados ya no son una simple representación de una idea colectiva, se deben revalorizar para ser parte integrante de una identidad, de una comunidad.

3. APROXIMACIÓN A LA VINCULACIÓN ENTRE EL CEP, EL PATRIMONIO CAMINERO DE TENERIFE Y LOS PAISAJES PROTEGIDOS OBJETO DE ESTUDIO

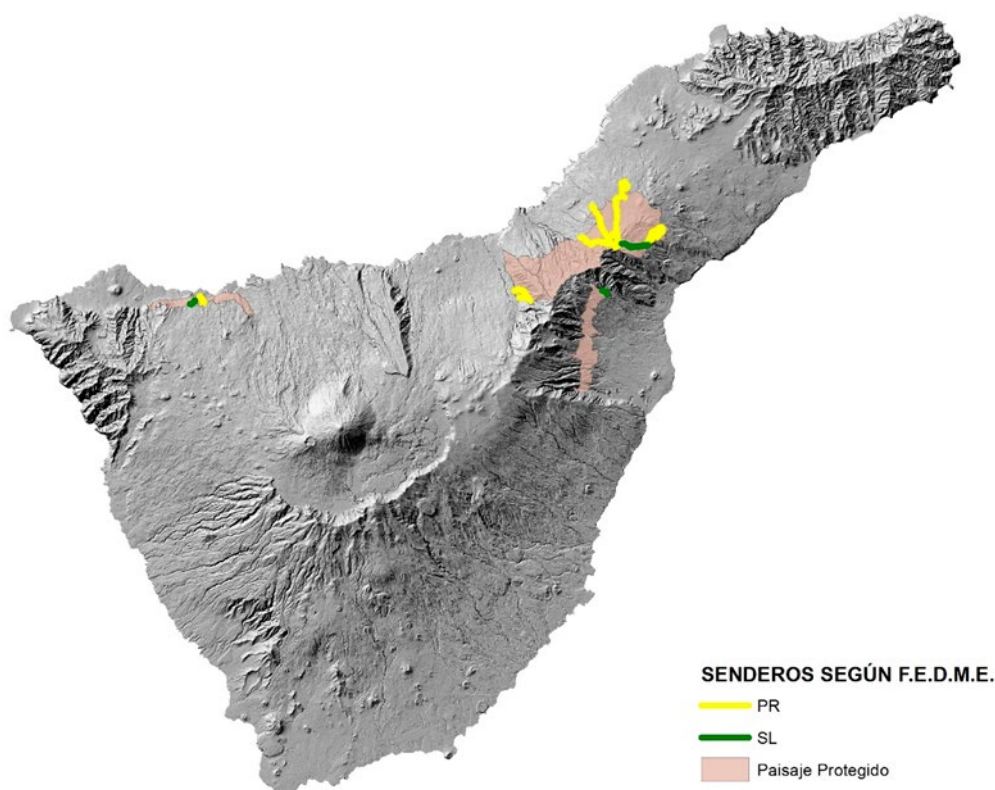
El CEP, tratándose de un instrumento de consenso ambiental y base para la ordenación territorial, debe establecer una base común en la cual se tomen en consideración conceptos como gestión, ordenación, coordinación, entre otros.

En el caso de los paisajes protegidos de Tenerife y su vinculación con la red insular de caminos, estos se apoyan, en un primer momento, en la Red Canaria de Espacios Naturales Protegidos, (Ley 12/1994), compuesta de 146 espacios, y que en su conjunto constituyen aproximadamente el 40% de la superficie del Archipiélago, englobando una casuística que se diferencia a nivel insular a consecuencia de las particularidades de cada territorio.

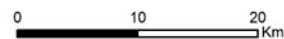
Así mismo, la Ley 4/2017, de 13 de julio, del Suelo y de los Espacios Naturales Protegidos de Canarias, señala en su preámbulo que se debe “reconocer que las normas ambientales, territoriales y urbanísticas han contribuido de manera decisiva a la protección y a la ordenación del suelo, del territorio y del paisaje de las islas”.

En la nomenclatura internacional estos espacios se corresponden con la categoría V que establece la International Union for Conservation of Nature (IUCN). Constituyen enclaves de particulares características con una importante componente cultural y a ello hay que unir una gran belleza paisajística en un espacio de gran singularidad, donde no faltan elementos de destacado interés científico; en los dos casos de estudio, el Paisaje Protegido de la Rambla de Castro y del Paisaje Protegido de Ifonche en Tenerife, se realizan actividades senderistas y de educación ambiental coadyuvando a la conservación y protección de estos espacios.

Figura 1. "Paisajes Lineales" de Tenerife. Paisajes protegidos con presencia de senderos según sistema FEDME



Fuente: Área de Medio Ambiente del Cabildo Insular de Tenerife.



En este sentido, la idea básica es que se garantice la vertebración del sistema territorial más allá de los límites prefijados y, de esta manera, la revalorización de los paisajes protegidos de Tenerife en relación a sus redes camineras puede generar valor añadido a dichos paisajes e implementar estrategias complementarias de desarrollo endógeno efectivo (tabla 1 y figura 1).

Así mismo, cabe destacar la implementación en Canarias desde el año 2005 del sistema de señalización de senderos promovido por la Federación Española de Deportes de Montaña y Escalada (en adelante FEDME), a través del Decreto 11/2005, de 15 de febrero, por el que se crea la Red Canaria de Senderos y se regulan las condiciones para la ordenación, homologación y conservación de los senderos en la Comunidad Autónoma de Canarias.

Tabla 1. Datos sobre "Paisajes Lineales" de Tenerife. Paisajes protegidos con presencia de senderos según sistema FEDME

Código	Nombre del Paisaje Protegido	Identificación sendero	Longitud (km.)	Tipo	Homologado
1	Las Lagunetas	SL-TF 299	5,43	SL	Sí
2	Siete Lomas	SL-TF 294	8,32	SL	Sí
3	Acantilados de La Culata	SL-TF 151.2	6,28	SL	Sí
1	Las Lagunetas	PR-TF 25	10,54	PR	No
1	Las Lagunetas	PR-TF 25.1	5,34	PR	No
1	Las Lagunetas	PR-TF 25.2	5,58	PR	No
1	Las Lagunetas	PR-TF 25.3	6,16	PR	No
1	Las Lagunetas	PR-TF 25.4	2,57	PR	No
1	Las Lagunetas	Enlace PR-TF 25.2_PR-TF 25.3	0,72	PR	No
1	Las Lagunetas	Enlace PR-TF25_GR131	0,16	PR	No
4	La Resbala	PR-TF 35.3	2,66	PR	No
4	La Resbala	PR-TF 35.1	4,22	PR	No
3	Acantilados de La Culata	PR-TF 43	18,71	PR	No

Fuente: elaboración propia a partir de los datos del Área de Medio Ambiente del Cabildo Insular de Tenerife.

En el cuadro anterior podemos constatar cómo solo cuatro del total de paisajes protegidos de Tenerife pertenecen a la Red de Espacios Naturales Protegidos. Así mismo, solamente dos tienen senderos homologados: Paisaje Protegido de las Lagunetas y Paisaje Protegido de Acantilados de La Culata. En ningún caso, los dos espacios objeto de estudio, el Paisaje Protegido de la Rambla de Castro y del Paisaje Protegido de Ifonche en Tenerife, aparecen en la tabla por no registrar senderos señalizados ni homologados según el sistema FEDME. Así mismo, solamente dos superan los 10 Km de longitud y escasamente tres están homologados en la actualidad.

Han sido seleccionados los citados paisajes protegidos, el primero, situado en la vertiente septentrional de Tenerife denominado Paisaje Protegido de la Rambla de Castro (figura 2) y, el segundo, en su vertiente meridional es el denominado Paisaje Protegido de Ifonche (figura 3).

Ello se justifica por constituir enclaves de particulares características con una importante componente cultural. A esto hay que añadir una gran belleza paisajística en un espacio de gran singularidad, donde no faltan elementos de destacado interés científico, y en los dos casos se implementan actividades senderistas y de educación ambiental con la conservación y protección de estos espacios naturales.

Figura 2. Instantánea del Paisaje Protegido de Ifonche (Vilaflor de Chasna), Sur de Tenerife



Fuente: fotografía del autor



Figura 3. Panorámica del Paisaje Protegido de la Rambla de Castro. Norte de Tenerife

Fuente: fotografía del autor.

En este sentido, y como señala Simancas-Cruz (2007): “la idea es garantizar la vertebración del sistema territorial en el que las áreas protegidas se insertan y, por tanto, las sinergias derivadas de las interacciones con lo que sucede fuera de sus límites”. De esta manera, la innovación en la gestión y propuestas de conservación en estos paisajes protegidos de Tenerife en relación a sus redes camineras es el principal interés de este trabajo.

4. SISTEMA DE INDICADORES SOBRE REDES CAMINERAS EN CANARIAS, Y SU APLICACIÓN EN TENERIFE

Según Cano-Delgado (2017), el marco de una propuesta, sobre la presentación de un sistema de indicadores que vincule el binomio paisajes protegidos y caminos tradicionales, se basa en la utilización de una metodología que coadyuve en la evaluación y gestión efectiva de los caminos tradicionales. Para ello, se han asumido los resultados del proyecto Caminaria: Proyecto y Plan de Acción para la Recuperación de los Caminos Tradicionales de Canarias.

Cabe destacar que un indicador es una magnitud -asociada a una característica- que permite, a través mediciones y comparativa, evaluar periódicamente -dependiendo del objetivo y parámetros- y verificar el cumplimiento o rango esperado. Es decir, es un dato o un conjunto de datos que nos ayudan a medir objetivamente la evolución del sistema de gestión.

En el caso del Sistema de Indicadores sobre redes camineras en general (tabla 2) y en Tenerife, en particular, se han propuesto las siguientes características:

- Inmediatez: los indicadores deben ser prácticos y de fácil y rápida lectura o valoración.
- Comparabilidad: los indicadores deben permitir la comparación a distintas escalas y unidades.
- Coste/beneficio: el coste de obtención debe estar relacionado con la utilidad y el coste en tiempo, sobre todo, de la información.
- Fiabilidad: los datos necesarios para el diseño de los indicadores deben estar basados en fuentes fiables y oficiales, en la medida de lo posible.

El número de indicadores, en este caso superior a 50, debe ser el suficiente para la consecución de los objetivos previstos, ya que son medios, instrumentos o mecanismos para evaluar hasta qué punto o en qué medida se están logrando dichos objetivos. Además:

- Los indicadores representan una unidad de medida que permite evaluar el desempeño de una organización frente a sus metas, objetivos y responsabilidades con los grupos de referencia.
- Producen información para analizar el desempeño de cualquier área de la organización y verificar el cumplimiento de los objetivos en términos de resultados.
- Detectan y prevén desviaciones en el logro de los objetivos.

Tabla 2. Sistema de indicadores sobre redes camineras en Canarias y su aplicación en Tenerife (muestra)

Medida	Resultados esperados	Indicadores	Rango deseado
Acción 1 Puesta en valor del patrimonio caminero	Valoración del patrimonio caminero	Realización inventario del patrimonio caminero (sí/no)	Sí
		Campaña de promoción patrimonial (sí/no)	Sí
Acción 2 Impulso de políticas y actuaciones que contribuyan a la conservación de los principales caminos existentes, especialmente, en zonas protegidas o de alto valor paisajístico	Recuperación de los principales caminos existentes en cada isla	Establecimiento de servicio de asesoría y coordinación (sí/no)	Sí
		Campaña de difusión patrimonial (sí/no)	Sí
		Realización de estudios sobre las actuaciones que deben de ejecutarse en los caminos (sí/no)	Sí
		Cumplimiento de la normativa en los proyectos llevados a cabo por las administraciones competentes (sí/no)	Sí
		Seguimiento de los proyectos ejecutados por otros organismos públicos e iniciativas particulares para garantizar el cumplimiento de la normativa (sí/no)	Sí

Fuente: elaboración propia a partir de proyecto Caminaria: Proyecto y Plan de Acción para la Recuperación de los Caminos Tradicionales de Canarias, Cano-Delgado (2017).

En el caso de los resultados aplicables a los dos paisajes protegidos objeto de análisis, esto es, Paisaje Protegido de la Rambla de Castro y Paisaje Protegido de Ifonche, el Sistema de Indicadores del citado proyecto sobre caminos históricos, ha obtenido a escala regional un total de veintitrés acciones, veintidós resultados esperados y cincuenta y cinco indicadores. En la muestra solamente se han seleccionado las dos primeras acciones, para dar a conocer el trabajo y resultado obtenidos como aproximación.

5. DISCUSIÓN

En el marco de la discusión sobre el estudio del paisaje y su relación con el patrimonio caminero de Tenerife, objeto de este trabajo, creemos que esta cuestión debe vincularse al documento crítico desarrollado por parte de la Associazione Italiana di Architettura del Paesaggio (en adelante AIAPP), fundada en 1950, miembro de UNESCO y de ICOMOS. Dicho documento se denomina “Manifiesto della ripartenza per il paesaggio” (Manifiesto por el renacer del paisaje).

En él, presentado en 2020 por la AIAPP, sección Lazio, Abruzzo, Molise y Cerdeña, se destacan los siguientes puntos que recogemos a continuación:

1. En primer lugar, la protección de la biodiversidad y los ecosistemas: proteger e incrementar la red ecológica, con especial referencia al ecosistema urbano, a través de planificación integrada y acciones para la protección de los paisajes, hábitats y especies presentes en el territorio. Contrarrestar la fragmentación del territorio y los ecosistemas de paisajes. Promover la renaturalización de zonas abandonadas, reforestación urbana, vegetación en la ciudad. Favorecer las especies nativas y contenemos el desarrollo de especies exóticas.
2. En segundo lugar, el desarrollo de la economía circular: reducir el consumo diario de bienes y servicios. Promover la reutilización y el reciclaje. Combatir el despilfarro de recursos y valor de los productos locales. Promover la reutilización y recuperación de recursos como el agua. Fomentar la difusión de las energías renovables y las nuevas tecnologías capaces de contribuir a aumentar la eficiencia de los recursos. Promover el crecimiento sostenible (Estrategia Europa 2000). Alentar a la conversión de energía. Gestionar la transición a las fuentes de energía renovables, organizadas sobre la base de comunidades energéticas locales, metropolitanas y rurales. Promover sistemas y criterios constructivos y productivos para contribuir a un bajo consumo de energía.
3. En tercer lugar, la AIAPP nos habla de la lucha contra el consumo de tierras: proteger el suelo, conscientes de que nuestra vida en el planeta depende del suelo. Compromiso para reducir la urbanización no ordenada ni planificada, así como el exceso de construcción. Impulsar la gestión sostenible de la tierra. Vamos a contrastar ella pérdida de biodiversidad debido a la intensidad de las prácticas agrícolas y a la artificialización, homogeneización y consumo de suelo.
4. En cuarto lugar en relación a la agricultura: promover la agricultura sostenible, orientada a la producción ecológica accesible a todos, basada en las cadenas de suministro cercanas, la protección de los trabajadores y la promoción de las comunidades y sus paisajes. Impulsar una agricultura que desempeñe un papel fundamental en la mitigación del cambio climático y que es válida para un desarrollo económico efectivo. Alentar el proceso de integración entre la agricultura y el medio ambiente sobre buenas prácticas y técnicas agronómicas adecuadas para los territorios.

5. En quinto lugar, la reforestación: mejorar el microclima ecológico y socio-cultural aumentando los bosques urbanos y periurbanos. Impulsar una reforestación urbana que forma parte de un diseño más amplio de infraestructura verde y azul, capaz de proteger el ecosistema urbano de los cambios meteorológicos y climáticos cada vez más frecuentes y peligrosos.
6. En sexto lugar, la AIAPP nos habla de regeneración del ecosistema urbano: repensar las ciudades y tratar de convertirlas en lugares saludables y accesibles. Aumentar la participación e inclusión social, accesibilidad urbana y local. Promover la movilidad alternativa, vehículos compartidos y la conversión ecológica de la flota de automóviles. Reurbanizar y reorganizar espacios degradados y marginales. Reactivar las conexiones y relaciones entre comunidades y espacios abiertos (parques, jardines, huertos). Reutilizar los techos y promover la reforestación en la ciudad. Proteger y valorar el ecosistema y fortalecer la red ecológica.
7. En penúltimo lugar, defiende la formación y educación: promover la formación, educación y difusión de los valores ecológicos, agrícolas y culturales del paisaje, en las escuelas. Divulgar prácticas de ecología urbana, la cultura del paisaje y la biodiversidad en las comunidades y asociaciones locales. Promover itinerarios educativos en los sectores de profesionales y administraciones públicas. Promover la profesión de paisajista que debe tener una formación universitaria específica y/o postuniversitaria transdisciplinaria para poder dialogar y coordinar a diferentes profesionales y afrontar la gestión de la complejidad del paisaje.
8. Por último, la AIAPP habla del turismo sostenible y ecoturismo: repensar en un nuevo turismo, adecuado para este mundo en crisis. Convertir el turismo en un buen desarrollo económico alternativo. Promover un turismo sostenible capaz de mejorar la economía local, involucrar a las comunidades locales y explotar el potencial turístico en una clave ambiental (Carta Europea del Turismo Sostenible). Promover acciones educativas y de sensibilización.

Dicho manifiesto, además, se ve fuertemente respaldado por aquello que el legislador europeo destaca en el CEP en su artículo 5d, sobre medidas generales, ya que se debe “integrar el paisaje en las políticas de ordenación territorial y urbanística y en sus políticas en materia cultural, medioambiental, agrícola, social y económica, así como en cualesquiera otras políticas que puedan tener un impacto directo o indirecto sobre el paisaje”.

6. CONCLUSIONES

La recuperación de la red caminera deriva en su revalorización como patrimonio histórico y cultural, asimismo, la paulatina consideración de los sistemas tradicionales de comunicación como instrumento de desarrollo territorial en Canarias, en general, y en Tenerife, en particular, puede otorgar un valor añadido tanto al paisaje como al propio camino.

Por otro lado, se hace evidente que debe mejorarse en la gestión, mantenimiento, conservación y protección del conjunto de senderos y caminos del ámbito objeto de estudio y sus elementos patrimoniales asociados.

Igualmente, las actividades vinculadas a la recuperación del patrimonio caminero y el desarrollo territorial se han convertido, en los últimos años, en un instrumento para la dinamización socioeconómica y una oportunidad de empleo que favorece el arraigo de la población local, en aquellos ámbitos donde se ha promovido una estrategia a medio y largo plazo.

Cabe destacar que la recuperación del patrimonio caminero y del paisaje asociado a este, debe tener como base su revalorización como patrimonio cultural. Al ser una de las actividades de mayor demanda reciente por parte de los visitantes y ligado a esto, una mayor concienciación de la población local ha repercutido en su consideración como un instrumento del desarrollo territorial y, por lo tanto, debe aprovecharse para el fin principal: revalorizar el patrimonio cultural de Canarias.

En este sentido, en el marco de las acciones que desarrollan, en la actualidad, diferentes administraciones públicas y entidades, debe resaltarse que la revalorización del patrimonio caminero debe ir de la mano con lograr que sea un verdadero revulsivo para la dinamización socioeconómica y una oportunidad de empleo que favorezca el arraigo de la población, en virtud de la gran cantidad de turistas relacionados con las actividades senderistas y que, si no hubiera sido este hecho, en la mayoría de sectores se habría producido un abandono poblacional y/o tendría pocos visos de mantenerse por el envejecimiento y el debilitamiento de sus estructuras socioeconómicas.

Si bien existen multitud de estadísticas que elaboran los organismos oficiales tanto insulares como de la comunidad autónoma y estatales, no existe información sobre los datos de densidad (número de tramos de caminos tradicionales y senderos por ENP, en espacial los paisajes protegidos). Ello debe hacer reflexionar sobre la importancia de abordar la realización de cartografía temática en este sentido, implementar soluciones tecnológicas e innovadoras en pro del paisaje y del patrimonio caminero, y la mejora de la gestión integral de los parajes mencionados.

El patrimonio caminero, como hemos destacado en este trabajo, mantiene viva la historia de los lugares que recorre y su paisaje, sobre todo cuando se ha realizado un adecuado trabajo de investigación, recuperación y promoción para conocimiento, uso e interpretación de los usuarios reales y potenciales.

La red caminera de un territorio potencia el desarrollo rural y, además, cuando su diseño se realiza contando con la población local, se articulan en red y conectan paisajes de gran valor cultural y estético.

En este sentido, los caminos articulan el territorio y el paisaje, si se realiza una gestión coordinada, ya que muchos de ellos se encuentran íntimamente vinculados a la historia, tradiciones, costumbres, formas de vida y sistemas de comunicación de la población.

Es también de interés destacar que la señalización de los caminos permite recuperar la memoria de un patrimonio comunitario de gran valor que se pone a disposición de vecinos y visitantes. En este sentido, una planificación adecuada que cuente con las nuevas tecnologías y las impulse puede suponer una herramienta de interés para la promoción y conservación de las vías pedestres.

Los caminos aún desempeñan una importante función de cohesión social en los territorios rurales y que, en el caso de Tenerife, se ve reforzada por la existencia de una importante cantidad de suelo protegido. Ello se debe a que el perfil de los senderos, en el caso objeto de estudio, ofrece una gran heterogeneidad, consecuencia de la gran diversidad geográfica y paisajística y esto los hace aún más interesantes, si cabe.

Los antiguos caminos, como verdaderas venas del territorio, se han convertido en vías que promueven la práctica de actividades físicas y deportivas revalorizando la diversidad geográfica y paisajística del medio rural.

En definitiva, se debe considerar la recuperación del patrimonio caminero y, por ende, el estudio del paisaje asociado a este, como un instrumento adecuado para potenciar las estrategias de desarrollo de triple impacto: territorial, económico o social, como así lo señala el “Manifiesto della ripartenza per il paesaggio” (Manifiesto por el renacer del paisaje) de la AIAPP.

BIBLIOGRAFÍA

- AIAPP (2020). *Manifiesto della Ripartenza per il Paesaggio*, Associazione Italiana di Architettura del Paesaggio, Sezione Lazio, Abruzzo, Molise e Sardegna, Roma.
- CANO DELGADO, J.J. (2016). La recuperación de las redes camineras instrumento para el desarrollo territorial en la isla de Tenerife, Tesis Doctoral con Mención Internacional, Universidad de La Laguna.
- CANO DELGADO, J. J. (2017). Caminaria: Proyecto y Plan de Acción para la Recuperación de los Caminos Tradicionales de Canarias. Dirección General de Patrimonio Cultural, Gobierno de Canarias, p: 36.
- CANO DELGADO, J. J. (2018). *La red caminera de Tenerife. Revalorización, conservación y articulación territorial*. Cabildo Insular de Tenerife. ISBN 9788415012122.
- CODECH FIGUEROA, M.& ISIDRO DE LIS, A. (2001). La excursión histórico-científica como recurso didáctico: El Teide y los naturalistas del XVIII. La Laguna-Tenerife, Fundación Canaria Orotava de Historia de la Ciencia, pp. 1-2.
- CONSEJO DE EUROPA (2000). Convenio Europeo del Paisaje, Florencia. Retrieved from https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/planes-y-estrategias/desarrollo-territorial/090471228005d489_tcm30-421583.pdf
- CONSEJO DE EUROPA (2010). “Conclusiones sobre la contribución de la cultura al desarrollo regional y local”, 2010/C 135/05.
- DECRETO 11/2005, DE 15 DE FEBRERO, POR EL QUE SE CREA LA RED CANARIA DE SENDEROS Y SE REGULAN LAS CONDICIONES PARA LA ORDENACIÓN, HOMOLOGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE LOS SENDEROS EN LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DE CANARIAS.
- FEDME (2021). Señalización Red de Senderos. 30/03/2021, de Federación Española de Deportes de Montaña y Escalada. Retrieved from <https://misendafedme.es/las-marcas-gr-pr-y-sl/>
- ICOMOS (1999). Carta Internacional sobre Turismo Cultural: La Gestión del Turismo en los sitios con Patrimonio Significativo, “Adoptada por ICOMOS en la 12ª Asamblea General en México, octubre de 1999”.
- LEY 4/2017, DE 13 DE JULIO, DEL SUELO Y DE LOS ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS DE CANARIAS.

- MONSERRAT RECODER P. (2009). *La cultura que hace el paisaje. Escritos de un naturalista sobre nuestros recursos de montaña, La fertilidad de la Tierra*: Ed., Sociedad Española de Agricultura Ecológica (SEAE).
- MORENO MEDINA, C. (1997). *Los caminos de Gran Canaria*: Ediciones del Cabildo Insular de Gran Canaria, ISBN: 9788481031454.
- PÉREZ BARRIOS, C. R. (2004). *Las redes de comunicación terrestre en Arona (Tenerife): Precariedad viaria*: Llanoazur ediciones, Tenerife.
- PTEOP (2008): Plan Territorial Especial de Ordenación del Paisaje de Tenerife (avance): Cabildo de Tenerife.
- SIMANCAS CRUZ M. R. (2007). *Las áreas protegidas de Canarias. Cincuenta años de protección ambiental del territorio en espacios naturales*: Ed. IDEA, en Territorio Canario, pp. 459.
- VERNEAU, R. (1891). *Cinco años de estancia en las Islas Canarias*: Madrid, Ediciones J.A.D.L Orotava, reedición 1981.
- ZOIDO NARANJO, F. (2004). *Principales retos de adaptación de la Convención Europea del Paisaje a las políticas de ordenación del territorio en Europa*: UIMP, Barcelona.

TRANSECTO PEDOANTRACOLÓGICO EN EL MACIZO ASTURIANO; PRIMEROS RESULTADOS SOBRE LA EVOLUCIÓN DEL PAISAJE VEGETAL

PEDOANTRACOLOGICAL TRANSECT IN THE ASTURIAN MASSIF; FIRST RESULTS ON THE EVOLUTION OF THE VEGETABLE LANDSCAPE

Salvador Beato Bergua¹, Raquel Cunill Artigas², Salvia García Álvarez³, José Luis Marino Alfonso⁴, Miguel Ángel Poblete Piedrabuena⁵, Carmen Rodríguez Pérez⁶

1 Departamento de Geografía, Universidad de Oviedo, beatosalvador@uniovi.es, <https://orcid.org/0000-0001-5538-7685>

2 Departamento de Geografía, Universitat Autònoma de Barcelona (España), cunillraquel@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0002-4627-3632>

3 E.T.S.I. de Montes, Forestal y del Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid, salvia.garcia@upm.es, <https://orcid.org/0000-0001-8367-0146>

4 Departamento de Geografía, Universidad de Oviedo, jolumarino@gmail.com,

5 Departamento de Geografía, Universidad de Oviedo, mpoblete@uniovi.es, <https://orcid.org/0000-0003-1030-5310>

6 Departamento de Geografía, Universidad de Oviedo, crperez@uniovi.es, <https://orcid.org/0000-0002-2065-7515>

Resumen

Se presenta el proyecto “La evolución de la vegetación en los puertos de montaña (Asturias central) mediante pedoantracología”, cuyo objetivo es la realización de un transecto N-S con el que completar el conocimiento paleoecológico de Asturias. Hasta la fecha se han elaborado 6 sondeos pedoantracológicos obteniéndose los fragmentos de carbón vegetal de todos ellos. Una vez aislados los carbones se ha llevado a cabo la identificación taxonómica de buena parte de los hallados en 3 de los sondeos. Esto nos permite aportar nuevos datos para conocer el origen y la evolución de los pastos de montaña y montes comunales, especialmente, a partir de la datación de las muestras. Las áreas de trabajo han sido: el Puerto Ventana, los Puertos de Marabio y la Sierra de Curiscao en un transecto con tres escalones altitudinales. Los resultados obtenidos hasta la fecha parecen concordar con lo conocido por otros métodos, por ejemplo, la variación de los pisos de vegetación y distribución de las formaciones vegetales debido a la influencia antrópica desde el Neolítico, y la subrepresentación de taxones vegetales en los diagramas polínicos como en el caso de *Taxus baccata*.

Palabras clave: Dinámica vegetal, transformación del paisaje, pedoantracología, *Taxus baccata*, puertos de montaña, Asturias central.

Abstract

The project ‘The evolution of vegetation in the mountain ports (Central Asturias) through pedoanthracology’ is presented. The objective of this project is to conduct a

N-S transect in order to complete the paleoecological knowledge of Asturias. To date, 6 pedoanthracological surveys have been dug, obtaining the charcoal fragments from all of them. Once the charcoals have been isolated, the taxonomic identification of much of those found in 3 of the explorations has been carried out. This allows us to provide new data to know the origin and evolution of mountain pastures and communal mountains, especially from the dating of samples. The work areas have been the Puerto Ventana mountain pass, the Puertos de Marabio passes and the Sierra de Curiscao range, in a transect with three altitude steps. The results obtained to date seem to be consistent with previous knowledge by other methodological sources, for example, the variation of vegetation belts and distribution of plant formations due to the anthropic influence since the Neolithic period, as well as the underrepresentation of plant taxa in the pollen diagrams as the case of *Taxus baccata*.

Keywords: Vegetation dynamics, landscape transformation, pedoanthracology, *Taxus baccata*, mountain passes, central Asturias.

1. ANTECEDENTES Y ESTADO ACTUAL DEL TEMA

Entre los diferentes factores y elementos de configuración paisajística, el fuego ha sido una de las principales causas de perturbación de la vegetación a lo largo del tiempo en las Montañas Cantábricas (Carracedo, 2015; Pérez-Obiol *et al.*, 2016). Así, el análisis de carbón de los suelos o pedoantracología (el origen del concepto acuñado por Thinson en 1978 proviene de los términos griegos *pedon*, suelo, y *anthrax*, carbón) permite el conocimiento directo de la evolución de los ecosistemas de especies leñosas en su relación con episodios de incendios pasados (Thinson, 1988 y 1992; Talon *et al.*, 1998). Efectivamente, se trata de una fuente de información esencial para el establecimiento de un historial de incendios o régimen del fuego (Fesenmyer y Christensen, 2010) y su correlación con la vegetación leñosa quemada a partir de su identificación y datación por radiocarbono (Carcaillet y Thinson, 1996; Carcaillet, 2001; Talon, 2010). El método se basa en la extracción de trozos de carbón de madera de formaciones edáficas o sedimentarias y su posterior cuantificación e identificación taxonómica (Thinson, 1992; Carcaillet y Thinson, 1996; Talon *et al.*, 1998).

Los fragmentos de carbón procedentes de incendios naturales y antrópicos se encuentran tanto en el suelo como en los depósitos sedimentarios (Cunill, 2010). Por lo tanto, su estudio no está limitado a la presencia de turberas, lagos u otros tipos de ambientes anaerobios en los que se realizan estudios paleoecológicos habitualmente, lo que permite aumentar sustancialmente los sitios de búsqueda relacionados con la historia del medio natural-cultural y el fuego (Bal y Métaillé, 2005). Así, el carbón vegetal es un elemento de conocimiento y reconstrucción paleoambiental de gran utilidad en la investigación, mucho más si cabe si tenemos en cuenta que los suelos están presentes en prácticamente todo el mundo y que el material vegetal carbonizado es muy resistente a la descomposición microbiana. Además, proporciona información paleoambiental con una resolución espacial muy precisa (de pocos a varios cientos de metros) dependiendo de las características del área, de su zona de influencia y del tipo de fuego (Ball, 2006; Talon, 2010; Nelle *et al.*, 2013). En definitiva, la pedoantracología

permite estudiar la composición de las comunidades de plantas leñosas del pasado y las prácticas relativas a los incendios a una escala más detallada que otras técnicas paleoecológicas como la palinología (Cunill, 2010).

Hasta la fecha, los resultados paleontológicos, palinológicos y arqueológicos han demostrado ser muy útiles para establecer los hilos conductores de las relaciones evolutivas en la Cordillera Cantábrica. Sin embargo, algunos aspectos concretos han pasado desapercibidos o se desconocen por completo por falta de análisis o de resolución espacial de las técnicas empleadas. Tal es el caso del origen de los pastos montanos y subalpinos, los incendios, las variaciones en el límite superior del bosque o el papel de algunas especies vegetales en el paisaje y las formaciones vegetales del pasado en el Macizo Asturiano.

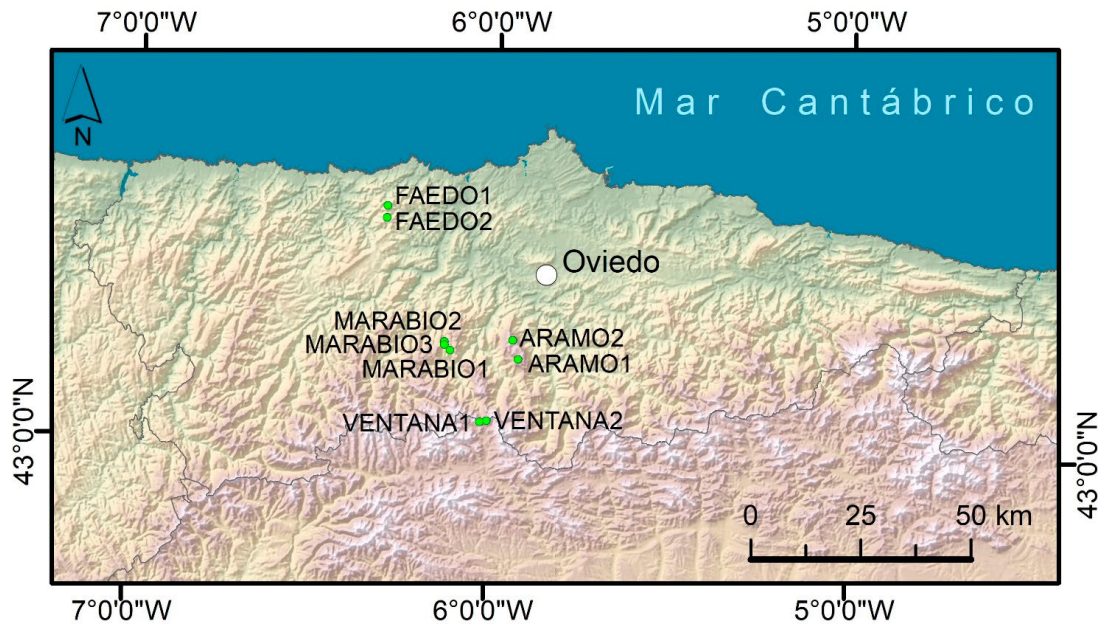
En cuanto a los pastizales, los estudios palinológicos ofrecen información sobre la apertura de espacios ganaderos en la alta montaña o en cotas bajas, no así en la media montaña (sin registros actualmente). Además, los pólenes tienen una capacidad de dispersión elevada por lo que su interpretación no ofrece una gran precisión espacial, recogiendo una señal regional muy intensa para las especies que utilizan el viento como agente dispersor a larga distancia, mientras otras especies no aparecen representadas en los diagramas polínicos cantábricos obtenidos hasta la fecha. Por ejemplo, el tejo (*Taxus baccata*), presente en varias formaciones vegetales montanas actuales y considerado un taxón relictivo, está ausente de absolutamente todos los estudios palinológicos efectuados, a pesar de que investigaciones arqueológicas han demostrado su utilización y presencia milenaria en Asturias (Blas, 2014; Blas y Rodríguez, 2015). En efecto, una investigación preliminar del grupo de investigación ha verificado mediante dos sondeos en la Sierra del Aramo la presencia del tejo desde, al menos, la Edad del Bronce (Beato *et al.*, 2019). El papel de otros taxones y la relación de su dinámica y distribución con la acción antrópica y los cambios climáticos permanece aún sin aclarar satisfactoriamente.

Por tanto, es necesaria la aplicación de técnicas como la pedoantracología que permiten conocer el relato geohistórico del medioambiente cantábrico: los cambios en el límite superior del bosque, la relación entre los grupos humanos y la dinámica de la vegetación, los incendios, la distribución pasada de las especies vegetales y la fauna en función de cambios climáticos, etc. Así pues, el objetivo general del proyecto que se plasma en esta comunicación es tratar de completar el conocimiento paleoecológico de Asturias a través de la aplicación del método pedoantracológico en un transecto altitudinal N-S. Efectivamente, este proyecto de investigación tiene como fin consolidar la práctica del método pedoantracológico en la Cordillera Cantábrica, empleado con excelentes resultados en otras regiones montañosas como en los Alpes, Pirineos, el Sistema Central y las Béticas (Carcaillet y Thinon, 1996; Carcaillet, 2001; Ball, 2006; Cunill, 2010; Talon, 2010; Nelle *et al.*, 2013; Cunill, 2015; Saulnier *et al.*, 2015; García *et al.*, 2017; Olmedo-Cobo *et al.*, 2017) y que anuncia resultados más que interesantes en el Macizo Asturiano (Beato *et al.*, 2019).

Así, se definieron varios objetivos específicos que se espera ir alcanzando en los próximos años, entre los que destaca conocer el origen y la evolución de los pastos herbáceos y arbustivos de los puertos ganaderos asturianos y montes comunales. Para esto se han efectuado 7 sondeos pedoantracológicos en espacios cacuminales deforestados (Fig. 1). Concretamente, los espacios analizados son el puerto de Ven-

tana, los Puertos de Marabio y la Sierra de Faedo en un transecto con tres escalones altitudinales: por encima de los 1600 m, en torno a los 1000 m y a 600 m snm, respectivamente. A estas pesquisas hay que añadir las efectuadas previamente en la Sierra del Aramo (ARAMO 1 y ARAMO 2) a más de 1600 m snm.

Figura 1. Localización de los sondeos pedoantracológicos efectuados.



Elaboración propia.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El Macizo Asturiano constituye el sector occidental de la Cordillera Cantábrica, alineación montañosa de gran complejidad lito-estructural, que recorre más de 220 km paralelos a la costa septentrional española en el extremo noroeste de la Península Ibérica. El Macizo Asturiano cubre un área de casi 18000 km² (Muñoz y Sanz, 1995) y consta de tres unidades: Occidental, Central y Oriental. En líneas generales este conjunto está formado por materiales carbonatados y siliciclásticos del Paleozoico que se han plegado y fracturado por las orogenias varisca y alpina (Aramburu y Bastida, 1995). Desde el punto de vista climático, se desarrollan los típicos climas de condiciones atlánticas, con temperaturas suaves y abundantes lluvias (1100 a 1500 mm) regularmente distribuidas durante todo el año. Las variantes climáticas de acuerdo con los cambios de temperatura generados por el gradiente altitudinal son: clima templado Cfsb2 por debajo de los 700 m snm; entre los 700 y 1000 m snm un clima templado Cfsb3 en transición a fresco; entre 1000 y 1500 m snm un clima propiamente fresco (Cfsc) y, finalmente, por encima de los 1500 m snm nos encontramos con un clima frío de alta montaña (Dfsc) con la mitad de la precipitación en forma de nieve (Muñoz, 1982).

La fuerte antropización secular es uno de los elementos más destacados en la configuración de la cubierta vegetal. Esta se caracteriza por su pertenencia a las sub-

provincias Cántabro-Atlántica y Orocantábrica de la Región Eurosiberiana (Díaz, 2014). Por lo tanto, el piso colino estaría dominado potencialmente por las carballedas silicícolas, los encinares cantábricos calcícolas y bosques higrófilos mientras que la media montaña se definiría por bosques mixtos caducifolios y formaciones dominadas por robles y hayas. A partir de la zona subalpina predominan los matorrales propios de las tierras altas como los enebrales rastreros, pastizales y vegetación rupícola. No obstante, tal y como se mencionó, la impronta de la actividad humana explica la gran importancia de las superficies herbáceas y arbustivas (brezales, tojales, aulagares, escobonales) y un paisaje montañoso que exhibe un mosaico de prados cerrados entre bosques y matorrales, todo ello en proceso de mutación. La transición de un sistema agrosilvopastoril tradicional local-regional a uno de integración en una sociedad urbana y enormemente terciarizada, así como de un régimen demográfico antiguo a otro moderno sin apenas efectivos demográficos debido también al éxodo rural, explica los grandes cambios paisajísticos actuales con una actividad exclusivamente ganadera semi-extensiva, de monoproducción cárnica y sustentada, en buena medida, por subsidios. No obstante, buena parte de los emplazamientos culminantes de los relieves a cualquier altitud (baja, media y alta montaña) permanecen deforestados desde tiempos inmemoriales.

3. METODOLOGÍA

El método pedoantracológico parte de la premisa de que en todos los suelos existen carbones producidos por la calcinación de plantas leñosas (Thinon, 1992; Bal, 2006; Cunill, 2010). Por tanto, la extracción, identificación taxonómica y datación de dichos restos vegetales carbonizados constituyen una fuente de información magnífica, toda vez que aportan datos locales con una gran resolución espacial (los carbones no se desplazan aéreamente, sino que se mantienen en las formaciones edáficas sobre las que se generaron). Además, su alto contenido en carbono permite la datación por C14, actualmente una de las técnicas más económicas para establecer cronologías.

El proceso consiste en la excavación manual (a pico y pala) de fosas hasta alcanzar la roca madre para obtener un perfil edáfico completo. Tras realizar la correspondiente descripción edafológica, se extraen muestras (de unos 5 kg) de todos los horizontes cada 10–20 cm. Posteriormente se secan las muestras para obtener su peso con la menor humedad posible.

La siguiente etapa es la de tamizado. Las muestras se pasan al agua por una columna de tres tamices (de 50 cm de diámetro y homologados según normas ISO 3310/1, ASTM E11-17) para obtener las fracciones de 5 mm, 2 mm y 0,8 mm por nivel de muestreo. Tras volver a secar los materiales obtenidos se extraen las partículas de carbón manualmente con la ayuda de unas pinzas entomológicas y una lupa binocular (sita en el Departamento de Geografía de la Universidad de Oviedo, juegos oculares de 20x y objetivos de hasta 4,5x). Los fragmentos de carbón son pesados para establecer la antracomasa (relación entre los carbones y el peso en seco del nivel completo muestreado).

El paso posterior es el de identificación de los fragmentos de carbón. Se lleva a cabo mediante su inspección al microscopio que permite el análisis de la anatomía

celular de la madera. La identificación se efectúa mediante el empleo de claves taxonómicas ya publicadas (ej: Schweingrüber, 1990), la consulta de atlas de anatomía de la madera y de carbones vegetales y por comparación con los fragmentos organizados y custodiados en colecciones de referencia realizadas carbonizando fragmentos de madera de especies actuales.

La identificación de los carbones se está realizando bajo microscopio en diferentes laboratorios: el del Departamento de Prehistoria y el Área de Microscopía confocal de los Servicios Científico Técnico, ambos de la Universidad de Oviedo, así como el de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes de la Universidad Politécnica de Madrid. Se están utilizando aparatos de las casas Leica, Olympus y Nikon con luz reflectante (episcópicos) con lentes de magnificación de 50x, 100x, 200x y 500x.

Por último, la datación de algunos carbones (los más relevantes para la investigación) se ha realizado en un laboratorio especializado. En concreto, tenemos dataciones previas de la Sierra del Aramo: siete fragmentos de carbón de los sondeos ARAMO 1 y ARAMO 2 que fueron datados por carbono 14 (AMS radiocarbono) en el Poznań Radiocarbon Laboratory (Polonia); y varias dataciones del mismo laboratorio del sondeo a menor altitud (FAEDO 1). La selección de las piezas se realizó en función de los taxones identificados y su posición (profundidad) en el perfil del suelo, así como por el peso (el mínimo para poder ser datado es de 4 mg). Las fechas de radiocarbono fueron calibradas a cal. BP utilizando el programa OXCAL 4.3 (Bronk, 2017) y la curva de calibración IntCal13 (Reimer y otros, 2013).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se han efectuado 7 sondeos pedoantracológicos y se han obtenido los fragmentos de carbón vegetal de todos ellos. Una vez aislados los carbones se ha llevado a cabo la identificación taxonómica de buena parte de los hallados en 3 de los sondeos, concretamente, en los dos de Puerto Ventana (entre el Cordal de la Mesa y el Macizo de la Ubiña en la divisoria cantábrica) y en FAEDO 1 (al N de la Sierra de Curiscao, a 8 km de la costa).

La prospección a mayor altitud es la de VENTANA 1 a 1827 m snm en el entorno del lugar conocido como Las Llombas, entre el Collado del Cuervo y el de Los Chamuegos. La roca madre es la cuarcita de Barrios sobre la que se desarrollan formaciones edáficas de tipo Haplocryod típico y Humicryept típico. Se trata de un suelo esquelético, sin estructura, sobre las mencionadas cuarcitas, en un rellano nimio en la línea de cumbres, con un horizonte orgánico de humus mor, raíces y cantos, así como señales de fuego (restos de materia orgánica calcinada en superficie). La cubierta vegetal está formada por un brezal de *Erica australis*, *Calluna vulgaris*, *Pterospartum tridentatum* y *Halimium alyssoides*. En las laderas a unas decenas de metros del sondeo se desarrollan abedules arbustivos. Por tanto, podemos señalar un porcentaje de recubrimiento de 0% para árboles, 90% de arbustos y 10% de herbáceas. El esquema se repite en los alrededores con un matorral bajo cerrado alternando con afloramientos rocosos.

La fosa pedoantracológica apenas tiene 25 cm de profundidad por lo que se diferenció únicamente un nivel de muestreo que se corresponde con un horizonte A (hay una transición muy neta, plana y abrupta al horizonte C). Se extrajeron 12,5 kg de

material para analizar y se obtuvieron 13,89 g de carbón para estudiar (Tabla 1). Por tanto, la antracomasa es de 191,39 mg/kg. Se han analizado 58 fragmentos de carbón de los extractos de 5 y 2 mm. Son restos carbonizados de plantas arbustivas, fundamentalmente de la familia Leguminosae (*Cytisus* type) y ericáceas (*Erica arborea* type, *Calluna* y *Vaccinium*).

Tabla 1. Cálculo de las antracomasas por niveles de sondeo

	Total 5 mm (g)	Total 2 mm (g)	Total 0,8 mm (g)	Total carbones (g)	Total 5 mm (mg)	Peso suelo (kg)	Antracomasa
FAEDO 1	12,0893	6,1305	17,12	35,33	12089,3	49,7	243,25
Nivel I	8,91	4,22	15,36	28,49	8910,8	8,6	1036,14
Nivel II	2,76	1,5	1,34	5,59	2755,8	9,1	302,84
Nivel III	0,35	0,3	0,25	0,89	346,6	9,4	36,87
Nivel IV	0,06	0,04	0,12	0,22	62,5	13,5	4,63
Nivel V	0,01	0,07	0,05	0,14	13,6	9,1	1,49
VENTANA 1	2,39	3,88	7,62	13,89	2392,4	12,5	191,39
Nivel I	2,39	3,88	7,62	13,89	2392,4	12,5	191,39
VENTANA 2	0,003	0,18	0,43	0,61	3,4	12,3	0,28
Nivel I	0,003	0,09	0,23	0,32	3,4	6,1	0,56
Nivel II	0	0,09	0,2	0,29	0	6,2	0

Fuente: Elaboración propia.

El sondeo de VENTANA 2 se realizó a pocos metros del paso de Puerto Ventana a 1605 m snm. El contexto geológico es el de un collado labrado en las areniscas de la Formación San Emiliano bajo unas peñas calizas. Se trata de un suelo esquelético, con algo de pendiente (10°) orientada al E, que responde a las características de un Dystricryept típico, con cantos y bloques y algunas cicatrices de soliflucción. Sobre estos suelos se desarrolla un denso pastizal, aunque algunos matorrales en las cercanías (brezal-tojal con brezo blanco del lado leonés) completan el paisaje vegetal. En el área de excavación hay un recubrimiento del 100% por herbáceas. El perfil edáfico muestra apenas un horizonte A y otro A-C de transición a la roca madre por lo que se decidió establecer dos niveles de muestreo de 20 cm hasta los 40 cm. De cada uno de ellos se acarrearon más de 6 kg de materiales. De los más de 12 kilos de muestras tan solo se rescataron 0,61 g de fragmentos de carbón. La antracomasa es muy baja (0,28 mg/kg), de 0,56 mg/kg en el nivel I y 0 en el II pues no se hallaron fragmentos de más de 5 mm. Las identificaciones taxonómicas (30) indican un predominio claro de ericáceas (*Calluna* sobre manera) con presencia de leguminosas (*Cytisus* type). Hasta el momento tampoco se han identificado fragmentos de plantas potencialmente arbóreas.

Los dos sondeos en el entorno de Puerto Ventana tenían el objetivo principal de encontrar carbones vegetales correspondientes a especies potencialmente arbóreas para aportar nuevos datos a los cambios en el límite superior del bosque y sobre el origen de los pastos de alta montaña. Al no haber encontrado carbones de especies arbóreas ni fragmentos suficientemente grandes para garantizar dataciones correc-

tas no se han realizado estas últimas. Está previsto continuar con las identificaciones y realizar más sondeos para buscar carbones de posibles árboles.

Por otro lado, FAEDO 1 es la prospección a menor altitud del transecto pedoantracológico, concretamente, a 600 m snm en las estribaciones norteñas de la Sierra de Curiscao. El componente litológico está dominado en la zona por la cuarcita de Cándana, así como areniscas, lutitas y pizarras (Grupo Cándana-Herrería) sobre las que se desarrollan suelos de tipo *Dystrocrypt* típico y *Haplorthod* típico. La excavación se llevó a cabo en una ladera (bajo el pico La Curcimera 814 m) orientada al N recubierta por un coluvión periglacial (bloques, cantos y gravas de cuarcita) con matriz de franco arcillosa-arenosa (en superficie) a arcillosa (en profundidad). La cubierta vegetal está compuesta por un 30% de arbustos (brezal-tojal con *Erica arborea* y *Erica mackaiana*, *Daboecia cantabrica*, helechos...) y un 70% de herbáceas. Se trata, por tanto, de un pasto abierto con una matorralización común controlada mediante el fuego (señales de incendio reciente). La selección del lugar se realizó por tratarse de una zona de pasto comunal, deforestada desde tiempos inmemoriales, en posición de cumbre, pero a baja altitud. La existencia del topónimo Teixéu fue el segundo criterio para la elección de esta área de muestreo, con el objetivo de aportar nuevos datos paleoecológicos sobre el tejo.

Figura 1. Sondeos pedoantracológicos



Fotografías de VENTANA 1 (A), VENTANA 2 (B) y FAEDO 1 (C)

Fuente: Elaboración propia.

La antracomasa del sondeo es de 243,25 mg/kg (35,33 g de carbón -12089,3 mg de la talla 5 mm- en 49,7 kg de materiales extraídos) con un máximo de 1036,14 mg/kg en el nivel I y un mínimo de 1,49 mg/kg en el nivel V. Por el momento se han identificado 182 fragmentos y en todos los niveles hay un dominio generalizado de *Quercus* tipo *robur*, especialmente en los niveles II y III; no obstante, en el nivel I hay que reseñar la fuerte presencia de *Taxus baccata*. De los 18 fragmentos de tejo se han seleccionado 7 que han sido datados. Los resultados indican la concentración de muestras de este taxón entre 615 ± 30 BP y 885 ± 30 BP, esto es, en los siglos XIII y XIV. Así pues, se plantean nuevas incógnitas: ¿a qué se debe esa concentración? ¿Dónde estuvo antes y cómo apareció el tejo en esta localización? ¿Qué relación cronológica guarda el topónimo Teixéu con estos datos? Por otro lado, cabe preguntarse igualmente si la deforestación para la generación de pastos en este espacio se produjo en dicho periodo o es anterior. Si fuera anterior ¿cómo aparecieron

entonces ahí los tejos? ¿Fue una dinámica natural o fueron introducidos por las personas que habitaban el lugar?

El papel del tejo en el Macizo Asturiano en el pasado continúa siendo una cuestión por dilucidar pues ningún análisis palinológico en la región menciona este taxón, aunque debió tener una importante extensión desde al menos la Edad del Bronce como se ha mostrado en la Sierra del Aramo (Beato, 2018; Beato *et al.*, 2019 y 2020).

5. CONCLUSIONES

Adelantar conclusiones en esta etapa de la investigación sería muy precipitado. Se presenta públicamente el proyecto para fomentar el debate y la reflexión colectiva sobre los resultados obtenidos hasta la fecha, en pos de buscar interpretaciones que permitan afinar las pesquisas o reorientarlas. Por el momento, el método pedoantracológico continúa exhibiendo su potencial para el análisis paleoecológico y el estudio diacrónico de la evolución del paisaje a escala local. Del mismo modo, esta técnica parece muy apropiada para conocer el papel en el pasado de especies vegetales que, por diferentes motivos, no tengan pólenes lo suficientemente resistentes para perdurar en el tiempo y aparecer en los diagramas polínicos. Esperamos que en las próximas fases del proyecto podamos arrojar más luz sobre el origen y la evolución de los pastos herbáceos y arbustivos de los puertos ganaderos asturianos y montes comunales, así como sobre las variaciones del límite superior del bosque y la presencia de *Taxus baccata* en el pasado.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido llevado a cabo gracias a la ayuda PAPI-20-EMERG-2 “La evolución de la vegetación en los puertos de montaña (Asturias Central) mediante pedoantracología” de la Universidad de Oviedo y a la XXVI Ayuda a la investigación “Ramón de la Sagra” de la Fundación Alvargonzález (Gijón) para el proyecto “Dinámica paleoecológica del Macizo Central Asturiano a través de un transecto pedoantracológico”.

- BAL, M.C. (2006). *Constructions et dynamiques des espaces et des terrasses agropastorales en zone intermédiaire des Pyrénées du Néolithique à nos jours (Cerdagne, Pays de Sault, Pays Basque)*. Approche archéoenvironnementale par la pedoanthracologie. Tesis Doctoral (inédita). Universidad de Toulouse II. 280 pp.
- BAL, M.C. & MÉTAILLIÉ, J.P. (2005). Propositions méthodologiques pour l'étude des feux agro-sylvopastorales en montagne pyrénéenne. Évaluation qualitative et quantitative des résidus d'incendies à partir des analyses pédoanthracologiques. *Anthropozoologica*, 40, 81–93.
- BEATO, S. (2018). *El patrimonio natural de la Sierra del Aramo (Montaña Central Asturiana) y la evolución de su paisaje* (Doctoral dissertation, Universidad de Oviedo, Spain) (Unpublished).
- BEATO, S.; POBLETE, M. Á.; CUNILL, R. (2019). *Taxus baccata* en la Sierra del Aramo (Macizo Central Asturiano). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 81, 2772: 1–30. <http://dx.doi.org/10.21138/bage.2772>

- BEATO, S.; POBLETE, M.A.; MARINO, J.L. & CUNILL, R. (2020). Aproximación pedoantracológica a la Sierra del Aramo (Macizo Central Asturiano). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 31-40.
- BLAS, M. Á. DE (2014). El laboreo del cobre en la Sierra del Aramo (Asturias) como referente cardinal de la minería prehistórica en la región cantábrica. *Cuadernos de Prehistoria y Arqueología*, 24, 45-84.
- BLAS, M. Á. DE, & RODRÍGUEZ, F. (2015). La cuestión campaniforme en el Cantábrico central y las minas de cobre prehistóricas de la sierra del Aramo. *Cuadernos de Prehistoria y Arqueología*, 41, 165-179.
- CARCAILLET, C. (2001). Are Holocene wood-charcoal fragments stratified in alpine and subalpine soils? Evidence from the Alps based on AMS ^{14}C dates. *Holocene*, 11, pp. 231-242.
- CARCAILLET, C. & THINON, M. (1996). Pedoanthracological contribution to the study of the evolution of the upper treeline in the Maurienne valley (North French Alps): methodology and preliminary data. *Rev. Palaeobot. Palynol.*, 91, 399-416.
- CARRACEDO, V. (2015). *Incendios forestales y gestión del fuego en Cantabria*. Tesis Doctoral (inédita). Departamento de Geografía, Urbanismo y Ordenación del Territorio. Universidad de Cantabria, Santander.
- CUNILL, R. (2010): *Estudi interdisciplinari de l'evolució del límit superior del bosc durant el període holo-cènic a la zona de Plaús de Boldís-Montarenyo, Pirineu central català. Pedoantracologia, palinologia, carbons sedimentaris i fonts documentals*. Tesis Doctoral (inédita). Barcelona: Universitat Autònoma de Barcelona, 243 pp.
- CUNILL, R., SORIANO, J.M., BAL, M.C., PÈLACHS, A. & PÉREZ-OBIOL, R. (2012). Holocene treeline changes on the south slope of the Pyrenees: a pedoanthracological analysis. *Vegetation History and Archaeobotany*, 21: 373-384.
- CUNILL, R., MÉTAILLIÉ, J.P., GALOP, D., POUBLANC, S. & DE MUNNIK, N. (2015). Palaeoecological study of Pyrenean lowland fir forests: Exploring mid-late Holocene history of *Abies alba* in Montbrun (Ariège, France). *Quat. Int.*, 366: 37-50.
- FESENMYER, K.A. & CHRISTENSEN, N.L. (2010). Reconstructing Holocene fire history in a southern Appalachian forest using soil charcoal. *Ecology*, 91, 662-670.
- GARCÍA, S., BAL, M.C., ALLÉE, P., GARCÍA-AMORENA, I. & RUBIALES, J.M. (2017). Holocene treeline history of a high-mountain landscape inferred from soil charcoal: The case of Sierra de Gredos (Iberian Central System, SW Europe). *Quat. Int.*, 457: 85-98.
- NELLE, O., ROBIN, V. & TALON, B. (2013). Pedoanthracology: Analysing soil charcoal to study Holocene palaeoenvironments. *Quat. Int.*, 289, 1-4.
- 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*, 38 (2), 259-270. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002017000200004>.
- PÉREZ-OBIOL, R., GARCÍA-CODRON, J.C., PÈLACHS, A., PÉREZ-HAASE, A. & SORIANO, J.M. (2016). Landscape dynamics and fire activity since 6740 cal yr BP in the Cantabrian region (La Molina peat bog, Puente Viesgo, Spain). *Quaternary Science Reviews*, 135(1), 65-78.
- SAULNIER, M., TALON, B. & EDOUARD, J.L. (2015). New pedoanthracological data for the long-term history of forest species at mid-high altitudes in the Queyras Valley (Inner Alps). *Quat. Int.*, 366: 15-24.

- SCHWEINGRÜBER HS. (1990). *Anatomy of European woods*. W.S.L.F.N.P, Stuttgart, 800 pp.
- TALON, B. (1997). *Evolution des zones supra-forestières des Alpes sud-occidentales françaises au cours de l'Holocène, analyse pédoanthracologique*. Tesis Doctoral inédita, Universidad de Aix-Marseille III.
- TALON, B. (2010). Reconstruction of Holocene high-altitude vegetation cover in the French southern Alps: evidence from soil charcoal. *Holocene*, 20 (1), 35–44.
- TALON, B., CARCAILLET, CH. & THINON, M. (1998). Études pédoanthracologiques des variations de la limite supérieure des arbres au cours de l'Holocène dans les Alpes françaises. *Géographie physique et Quaternaire*, 52 (2): 1-14.
- THINON, M. (1988). Utilisation de la microscopie épiscopique interférentielle pour l'identification botanique des charbons de bois. En: *Wood and Archaeology. Bois et archéologie. First European Conférence, Lovain-la-Neuve, 2 et 3 octobre 1987*. PACT 22, III (4), pp. 179-188.
- THINON, M. (1992). *L'analyse pédoanthracologique: aspects méthodologiques et applications*. Tesis doctoral inédita. Universidad Aiz-Mareille III, 317 pp.

CARTOGRAFÍA DE PRADERAS MARINAS EN PLAYAS SUMERGIDAS DEL MEDITERRÁNEO, UTILIZANDO ALGORITMOS DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL E IMÁGENES DE SATÉLITE MULTIESPECTRALES

Pedro Escudero Lozano, pedro.escudero@um.es

Daniel Ibarra Marinas, adaniel.ibarra@um.es

Diana Hernández Mármol, diana.h.m@um.es

Gustavo Ballesteros Pelegrín, gabp1@um.es

Álvaro Jara Nicolás, alvaro.jaran@um.es

Departamento de Geografía, Universidad de Murcia

Resumen

Las praderas marinas desempeñan un rol fundamental en los ecosistemas marinos. Toman parte en las dinámicas del carbono, oxígeno y nutrientes de la columna de agua, además, suponen una barrera contra la erosión costera disipando la energía del oleaje y estabilizando el sustrato arenoso. El objetivo de este trabajo ha sido la localización de praderas de *Posidonia oceanica* en la playa de la Llana (San Pedro del Pinatar, Región de Murcia); una playa disipativa con una batimetría suave ubicada en el Parque Regional Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar. Para ello, se han empleado imágenes multiespectrales del satélite Sentinel-2 de la Agencia Espacial Europea (ESA), mediante algoritmos de Inteligencia Artificial, concretamente *Machine Learning*. Se han obtenido clasificaciones de los fondos marinos a partir de la información contenida en las imágenes satelitales y muestreos sobre tipos de fondos marinos. Los resultados muestran una reducción de la extensión de las praderas de *Posidonia oceanica*, sobre todo cercanas al puerto, en favor del aumento de las especies de algas que conforman el grupo 'Algas fotófilas infralitorales'.

Palabras clave: Fondos marinos, *Posidonia oceanica*, Teledetección, Inteligencia Artificial, *Random Forest*, Índice de profundidad invariante

Abstract

Seagrasses play a fundamental role in marine ecosystems. They play a role in the dynamics of carbon, oxygen and nutrients in the water column, as well as acting as a barrier against coastal erosion by dissipating wave energy and stabilising the sandy substrate. The aim of this study was to locate *Posidonia oceanica* meadows on La Llana beach (San Pedro del Pinatar, Region of Murcia); a dissipative beach with a gentle bathymetry located in the Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar Regional Park. For this purpose, multispectral images from the Sentinel-2 satellite of the European

Space Agency (ESA) have been used. Using Artificial Intelligence algorithms, specifically Machine Learning, classifications of the seabed have been obtained from the information contained in the satellite images and samples of seabed types. The results show a reduction in the extent of *Posidonia oceanica* meadows, especially near the port, in favour of an increase in the algae species that make up the 'photophilous infralittoral algae' group.

Keywords: Sea beds, *Posidonia oceanica*, Remote sensing, Artificial Intelligence, *Random Forest*, Depth invariant index

1. INTRODUCCIÓN

Las praderas marinas son indicadores ambientales, alertan sobre el estado del agua pues son sensibles a cambios de temperatura y turbidez. Son sumideros de carbono y tienen una gran biodiversidad e interacciones naturales asociadas. Además, protegen frente a los temporales marinos suavizando sus efectos tanto en la parte sumergida como en tierra (Marbá y Duarte, 2010). Las praderas de *Posidonia oceanica* constituyen el hábitat prioritario 1120* (Directiva Hábitats), por otra parte, se incluyen en la Lista Roja de Especies Amenazadas como 'Casi amenazada', los Convenios Internacionales de Barcelona y Berna (1975 y 1979 respectivamente) y la Lista de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad), además de ser parte de la Red Natura 2000 como Zona Especial de Conservación (ZEC). Debido a su alto interés e impactos, se adhiere a la legislación europea y española, por ejemplo, el Reglamento CE núm 1967/2006 prohíbe la pesca de arrastre sobre las zonas con presencia de *Posidonia oceanica*. Por todo ello, se considera crucial disponer de una cartografía actualizada sobre la localización, extensión y estado de las mismas.

Existen programas de cartografía de praderas marinas, destacando las Ecocartografías (utilizadas como cartografía de referencia) hasta el año 2018. No obstante, se trata de proyectos amplios y costosos, por ejemplo, la Ecocartografía del litoral de las provincias de Almería, Granada y Murcia se elaboró con un presupuesto de 2.567.207€ durante los años 2008 y 2009 (MITECO, 2009).

Por otra parte, existen métodos para la clasificación del fondo marino mediante Teledetección (Hafizt *et al.* 2017). No obstante, existen limitaciones relacionadas con la distorsión generada por las superficies acuáticas en la captación de la energía electromagnética por parte de un sensor (*sunlint*) y la absorción en la columna de agua, además del efecto de la atmósfera. De esta manera, la clasificación del fondo marino requiere de una gran carga de procesamiento con mayores errores asociados a profundidades mayores de 10 metros (González *et al.*, 2013).

El presente trabajo consiste en una clasificación de fondos marinos para identificar, entre los de arena y rocas, las praderas marinas con el objetivo de realizar una cartografía sobre la ubicación, extensión y estado de estas. Combina datos procedentes de muestreos mediante inmersiones de buceo (Puntos extraídos con GPS aso-

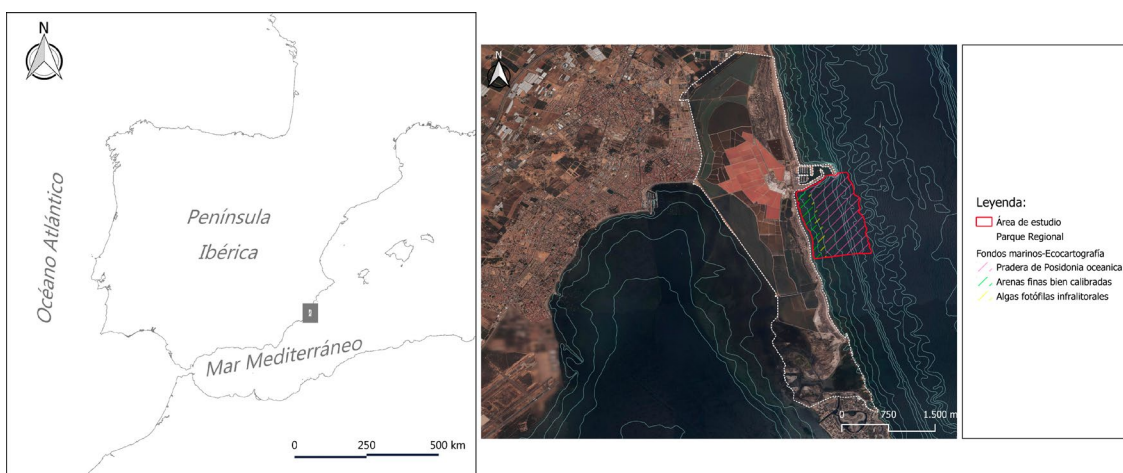
ciados a distintos tipos de fondos marinos) con información de imágenes de satélite multiespectrales y bases cartográficas de referencia. La Teledetección tiene un papel protagonista por las herramientas, material y métodos empleados en este proyecto. Mediante algoritmos de inteligencia artificial (*Machine Learning*), se pretenden obtener clasificaciones basadas en ratios sobre la información de las imágenes de satélite multiespectrales asociada a los muestreos y la cartografía de referencia.

2. ÁREA DE ESTUDIO

La playa de la Llana se encuentra situada en el extremo norte de la restinga de la Manga del Mar Menor, formando parte del Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar, entre los municipios de San Javier y San Pedro del Pinatar (Figura 1). Se trata de una playa disipativa, con una morfología fundamentalmente bidimensional y una batimetría poco pronunciada. Concretamente se han seleccionado los fondos marinos de entre 1 y 10 metros de profundidad, seleccionado tres fondos marinos principalmente:

- Arenas finas bien calibradas. Estos fondos suelen ocupar voluminosas extensiones entre los 5 y los 20 metros de profundidad, siendo remarcable la ausencia de algas y el predominio de diversas especies de peces, moluscos, crustáceos y equinodermos.
- Algas fotófilas infralitorales. Ocupan la zona de transición entre las arenas finas y las praderas de *Posidonia oceanica* aprovechando la elevada iluminación.
- Praderas de *Posidonia oceanica*. Principalmente sobre sustratos arenosos blandos.

Figura 1. Localización del área de estudio sobre imagen del Plan Nacional de Teledetección, 2018.



3. METODOLOGÍA

3.1 Preprocesamiento

El preprocesamiento de las imágenes de satélite es fundamental para la obtención de resultados. Comienza con la reducción de las imágenes de satélite al área estudiada y su posicionamiento geográfico o georreferenciación para, posteriormente, corregir las alteraciones producidas por el efecto de la atmósfera y la naturaleza de la superficie captada en la radiación, en este caso, el mar.

3.1.1 Corrección atmosférica

sen2r es un paquete del software R específico para Teledetección. Permite seleccionar, descargar, preprocesar y visualizar imágenes del satélite Sentinel-2 (Rangetti et al., 2020). Se ha utilizado esta herramienta para acometer la fase inicial del flujo de datos en un proyecto de Teledetección: Descarga y corrección atmosférica de las imágenes de satélite, además de su integración en un entorno informático estandarizado que permita la manipulación y análisis de la información. Se destacan las principales funciones del paquete *sen2r* empleadas (Tabla 1):

Tabla 1. Principales funciones del paquete *sen2r* empleadas

Funciones	Resultado
<i>time_window</i>	Intervalo temporal seleccionado para la descarga de las imágenes de satélite
<i>s2_download</i>	Descarga de las imágenes de satélite disponibles para el intervalo temporal seleccionado con un nivel de procesamiento L1C
<i>sen2cor</i>	Obtención de las imágenes de satélite preprocesadas L2A

3.1.2 Sunlint

Para remover el *sunlint*, efecto de distorsión causado por las superficies acuáticas en la captación de energía electromagnética por un sensor, se ha utilizado el algoritmo de Goodman (Goodman et al., 2008), modificado mediante las constantes de Lee (Lee et al., 1999) por Streher (Streher et al., 2013). De esta manera, se emplearon las siguientes fórmulas:

$$\begin{aligned}
 1) R_{rs}^{inc}(\lambda) &= R_{rs}^{raw}(\lambda) - R_{rs}^{raw}(750\text{nm}) + \Delta \\
 2) \Delta &= 0,000019 + 0,1 [R_{rs}^{raw}(640\text{nm}) - R_{rs}^{raw}(750\text{nm})]
 \end{aligned}$$

Donde $R_{rs}^{raw}(\lambda)$ es la reflectividad de cada una de las bandas, $R_{rs}^{raw}(750)$ del canal infrarrojo cercano y $R_{rs}^{raw}(640)$ del canal rojo.

3.1.3 Cálculo de la reflectividad del fondo marino

Para el cálculo de la reflectividad del fondo marino se ha empleado el índice de profundidad invariante o *Depth invariant index* (Lyzenga, 1978). Consiste en remover el efecto de la columna de agua sobre la energía electromagnética mediante el cálculo de coeficientes de atenuación entre dos bandas y la aplicación de fórmulas. Cálculo del índice de profundidad invariante según Ciruolo (Ciruolo et al., 2006):

$$1) X_i = \log_{10}(L_i(\lambda_i))$$

$$2) X_j = \log_{10}(L_j(\lambda_j))$$

Donde $L_i(\lambda_i)$ y $L_j(\lambda_j)$ es la reflectividad correspondiente a dos bandas empleadas para el cálculo del índice.

$$3) \partial = \frac{\text{var}(X_i) - \text{var}(X_j)}{2 * (\text{cov}(X_i, X_j))}$$

$$4) K_{ij} = \partial + \sqrt{(\partial^2 + 1)}$$

Donde K_{ij} es el coeficiente de atenuación entre las bandas empleadas.

$$5) I_{ij} = X_i - (K_{ij} * X_j)$$

Donde I_{ij} es el índice de profundidad invariante calculado sobre las dos bandas empleadas.

Para la selección de las parejas de bandas se ha utilizado el criterio de mayor correlación entre ellas (Tabla 2). Por otra parte, aquellas de rango mayor a 0.75 nm (fuera del espectro visible) se descartaron debido a la alta absorbancia de la columna de agua sobre estas.

Tabla 2. Matriz de correlación entre las bandas seleccionadas sobre el área de estudio

	Canal azul	Canal verde	Canal rojo	Infrarrojo cercano
Canal azul	1.0000000	0.9690909	0.8747249	0.5815327
Canal verde	0.9690909	1.0000000	0.9384341	0.5510165
Canal rojo	0.8747249	0.9384341	1.0000000	0.5115412
Infrarrojo cercano	0.5815327	0.5510165	0.5115412	1.0000000

3.2 Análisis

Tras la eliminación de los efectos de distorsión sobre la energía electromagnética por parte de la atmósfera, la superficie marina y la columna de agua, es posible crear clasificaciones sobre tipos de fondos marinos a raíz de su signatura espectral.

3.2.1 Toma de datos en campo

La clasificación de las imágenes de satélite mediante algoritmos de aprendizaje supervisado y la validación de los resultados requieren de un conjunto de datos observados. De esta manera, se realizó un muestreo con GPS (30 puntos) en inmersiones de buceo sobre tipos de fondo marino, geolocalizando fondos de arena y praderas marinas. Esta parte del trabajo ha permitido avalar los resultados obtenidos por medio de la teledetección.

3.2.2 Machine Learning

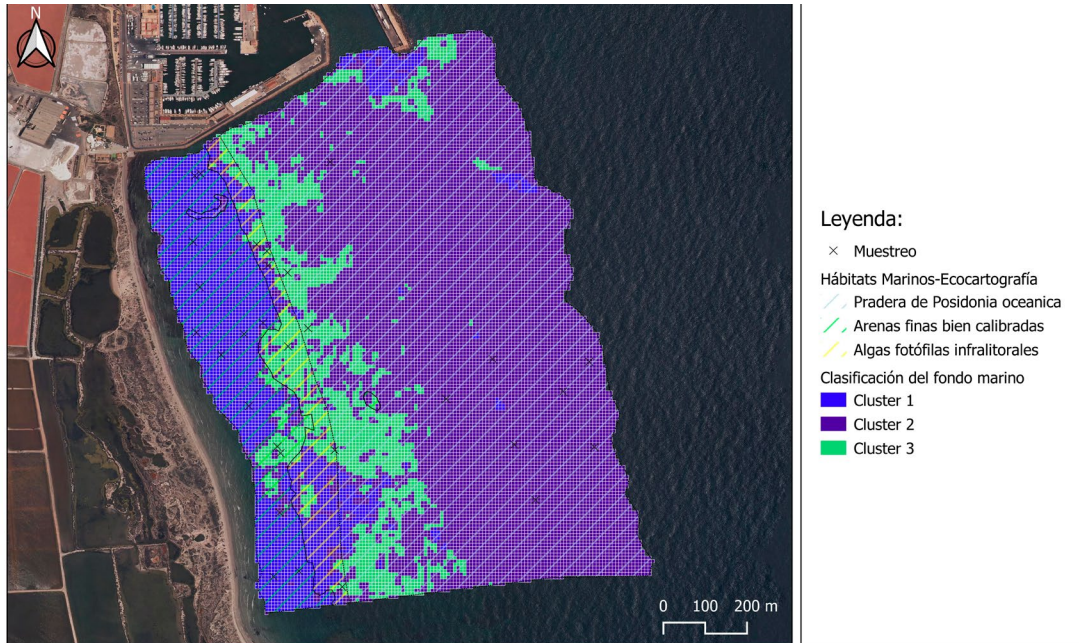
K-means clustering es un algoritmo de clasificación-aprendizaje no supervisado que agrupa la información en k grupos o clusters (especificados por el autor) a partir de medias cuadráticas sobre la distancia entre los objetos del conjunto de datos (*Iterative Minimum Distance*) (Forgy, 1965), o mediante el reconocimiento de patrones y reordenamiento de la información (*Hill-Climbing*) (Rubin, 1967). Para la clasificación del fondo marino con *K-means clustering* se establecieron dos grupos de clasificación, además de utilizar los algoritmos *Iterative Minimum Distance* y *Hill-Climbing* de manera combinada sobre los índices de profundidad invariante.

Random Forest es un algoritmo de clasificación-aprendizaje supervisado no paramétrico basado en árboles de decisión (Breiman, 2001). Consiste en el trazado de predictores asociados a un muestreo aleatorio y datos de entrenamiento que generan una clasificación a partir de los resultados de las interacciones entre los predictores y el conjunto de la información. Por otra parte, existen numerosos métodos para la validación del modelo, destacando *Cross-validation* o Validación cruzada por su rapidez de computación. Consiste en la fragmentación de los datos de entrenamiento en dos subconjuntos sobre los que repetir el modelo, obteniendo como resultado el promedio de los errores cometidos. De esta manera, para la clasificación del fondo marino con *Random Forest* se han seleccionado 20 puntos del muestreo tomado en campo como datos de entrenamiento y 10 para la validación mediante Validación cruzada.

4. RESULTADOS

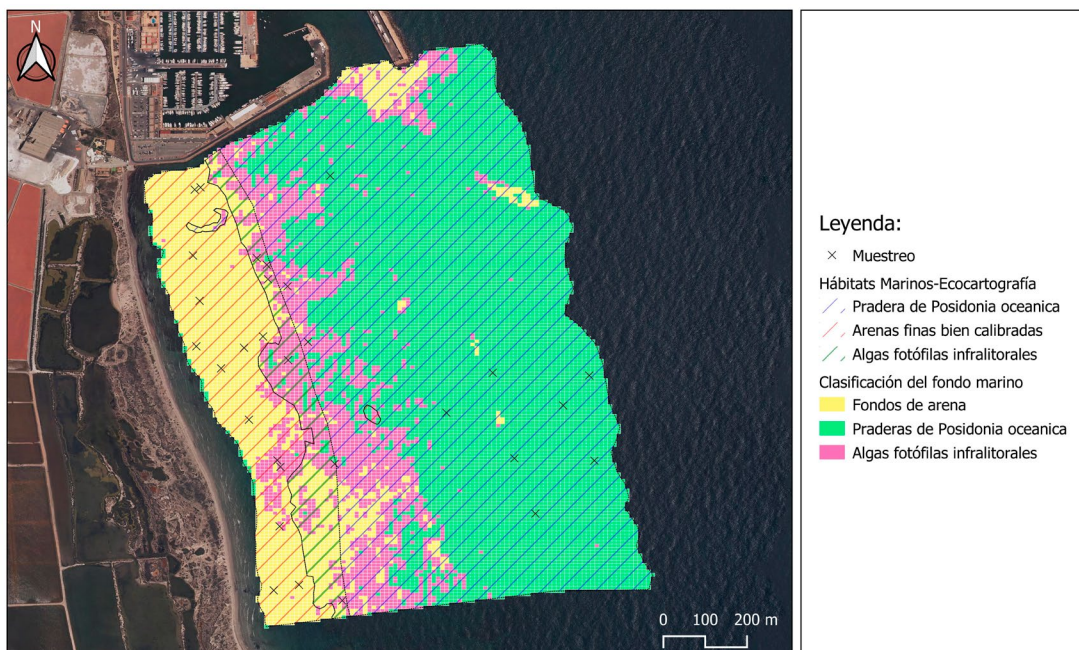
Se ha obtenido una clasificación de los tipos de fondo marino mediante algoritmos de aprendizaje no supervisado; *K-means clustering*, y supervisado; *Random Forest* (Figuras 2 y 3). Por otra parte, se calcularon las áreas de cada tipo de fondo marino sobre dichas clasificaciones además de la cartografía de referencia de 2018, para observar su evolución (Tabla 3). Finalmente, se realizó el cálculo de los intervalos de confianza sobre la clasificación con *Random Forest* mediante validación cruzada para obtener la precisión del modelo (Figura 4).

Figura 2. Clasificación del fondo marino obtenida mediante clasificación no supervisada



De esta manera, se observan 3 agrupamientos o *clusters* identificados mediante la clasificación no supervisada con *K-means clustering*.

Figura 3. Clasificación del fondo marino obtenida mediante clasificación supervisada



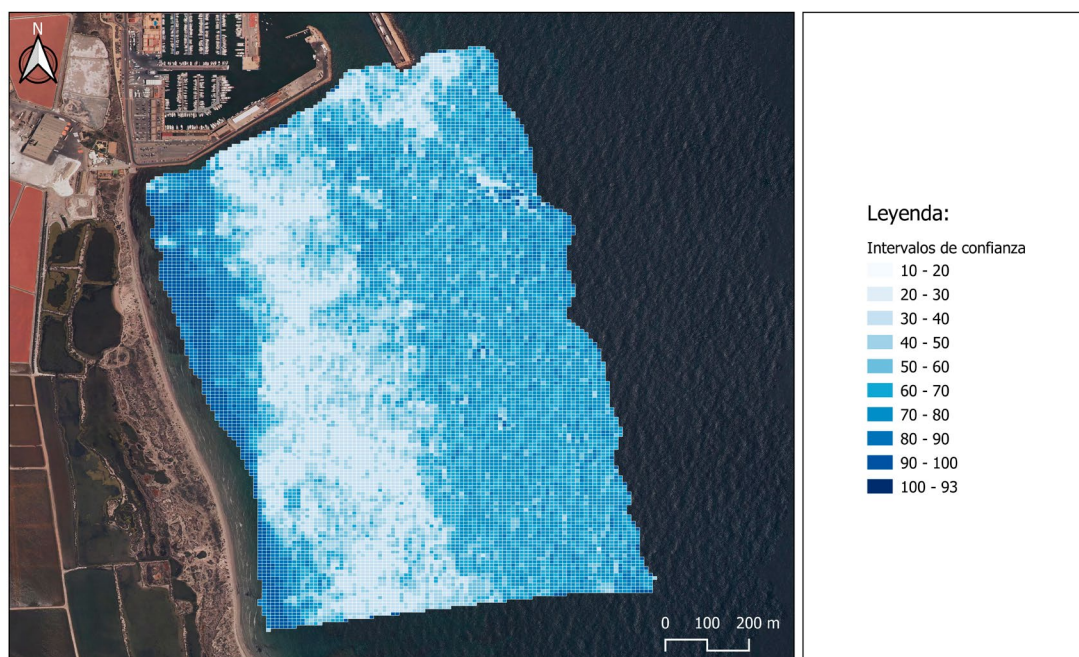
Por otra parte, tras la clasificación supervisada del fondo marino se observa la distribución de menor a mayor profundidad, respectivamente, de fondos de arena, algas fotófilas infralitorales y praderas de *Posidonia oceanica*.

Tabla 3. Cálculo de las áreas (hectáreas) de los tipos de fondos marinos obtenidos mediante las clasificaciones y la cartografía de referencia

Tipos de fondos marinos	<i>K-means clustering</i>	<i>Random Forest</i>	Cartografía de referencia
Cluster 1//Fondos de arena	26,436	29,937	22,920
Cluster 2//Praderas de Posidonia oceanica	94,330	87,034	109,449
Cluster 3//Algas fotófilas infralitorales	21,537	25,326	9,880

El análisis de las áreas muestra una clara reducción de las praderas de *Posidonia oceanica* en favor del crecimiento de las Algas fotófilas infralitorales sobre el intervalo temporal 2018-2020. Respecto a los fondos arenosos, debido a su naturaleza más estática, puede considerarse que han permanecido inalterados.

Figura 4. Intervalos de confianza para la clasificación realizada mediante clasificación supervisada



Finalmente, el análisis y obtención de los intervalos de confianza sobre la clasificación realizada con *Random Forest* señala valores altos (más del 80% de confianza) sobre la clasificación de las praderas de *Posidonia oceanica* y los fondos arenosos, no obstante, las Algas fotófilas infralitorales presentan valores bajos (entre 20 y 50%).

5. CONCLUSIONES

La metodología empleada para la clasificación del fondo marino presenta como principales ventajas, las propias de la Teledetección, es decir, continua disponibilidad de información y herramientas de manera gratuita (herramientas y fuentes de información *Open*), además de la posibilidad de analizar vastas extensiones de terreno mediante procedimientos informáticos, solamente dependiendo en este caso de la realización de inmersiones de buceo para obtener muestreos geolocalizados. Sin embargo, presenta ciertas limitaciones a la hora del análisis de las imágenes de satélite relacionadas con los efectos de distorsión generados por las masas de agua, además de la atmósfera, sobre la energía electromagnética. De esta manera, realizar esta metodología para profundidades mayores de 10m conlleva la asunción mayores errores. Finalmente, cabe destacar la similitud entre los resultados obtenidos mediante los algoritmos *K-means* y *Random Forest*, además de la cartografía de referencia, siendo este un indicador de la veracidad de la clasificación efectuada. No obstante, el bajo intervalo de confianza obtenido sobre la clasificación supervisada y el tipo de fondo marino ‘Algas fotófilas infralitorales’ y su mayor diferencia con la cartografía de referencia y los datos observados en inmersiones de buceo, atiende a la diferente naturaleza de especies que conforman estos mosaicos. Por otra parte, la reducción en extensión de las praderas de *Posidonia oceanica* revela los impactos a los que está sometida, sobre todo por la influencia del puerto, dejando espacio para la colonización de las especies que las Algas fotófilas infralitorales.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias a la cofinanciación de la Unión Europea a través del proyecto LIFE17/ES/000184, Conservación de los hábitats y aves acuáticas en el LIC y ZEPA ES0000175 “Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar” (LIFE-SALINAS).

7. BIBLIOGRAFÍA

- RANGHETTI, L., BOSCHETTI, M., NUTINI, F., Busetto, L. (2020). “sen2r”: An R toolbox for automatically downloading and preprocessing Sentinel-2 satellite data. *Computers & Geosciences*, 139. DOI 10.1016
- GOODMAN, J.A.; LEE, Z.; USTIN, S.L. (2008.) Influence of Atmospheric and Sea-Surface Corrections on Retrieval of Bottom Depth and Reflectance Using a Semi-Analytical Model: A Case Study in Kaneohe Bay, Hawaii. *Applied Optics*, 47, F1-F11,
- SUSIN-STREHER, A., GOODMAN, J., GALVÃO, L., FARIA-BARBOSA, C.C., FREIRE-SILVA, T.S., LEÃO DE MORAES-NOVO, E.M. (2013), Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE

- LEE Z., CARDER, K. MOBLEY, C. D., STEWARD, R. AND PATCH J. (1999) Hyperspectral remote sensing for shallow waters: 2. Deriving bottom depths and water properties by optimization. *Applied Optics*. 38, 3831-3843.
- LYZENGA, D. (1978) Passive Remote-Sensing Techniques for Mapping Water Depth and Bottom Features. *Applied Optics* 17(3):379-83 February 1978
- CIRAOLO, G., FERRERI AND G.B., LA-LOGGIA, G. (2006) Flow resistance of *Posidonia oceanica* in shallow wáter. April 2010 *Journal of Hydraulic Research* March 2006(2):189-202. DOI: 10.1080/00221686.2006.9521675
- FORGY, E.W. (1965) Cluster analysis of multivariate data: efficiency versus interpretability of classifications.
- FRIEDMAN, H.P., AND J. RUBIN. (1967) "On Some Invariant Criteria for Grouping Data." *Journal of the American Statistical Association* 62 (320): 1159-1178. DOI:10.1080/01621459.1967.10500923.
- BREIMAN, L. (2001) Random Forests. *Machine Learning*, 45, 5-32,
- HAFIZT, M., M. D.M. MANESSA, N. S. ADI, AND B. PRAYUDHA. 2017. "BENTHIC HABITAT MAPPING BY COMBINING LYZENGA'S OPTICAL MODEL AND RELATIVE WATER DEPTH MODEL IN LINTEA ISLAND, SOUTHEAST SULAWESI." *IOP CONFERENCE SERIES: EARTH AND ENVIRONMENTAL SCIENCE* 98.
- GONZÁLEZ, FRANCISCO EUGENIO, JAVIER MARCELLO RUIZ, AND FERRAN MARQUES ACOSTA. 2013. 192 TELECAN TUTORIAL DE TELEDETECCIÓN ESPACIAL.
- MITECO (2009). *Ecocartografía de Murcia*. Retrieved from <https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-costa/ecocartografias/ecocartografia-murcia.aspx>