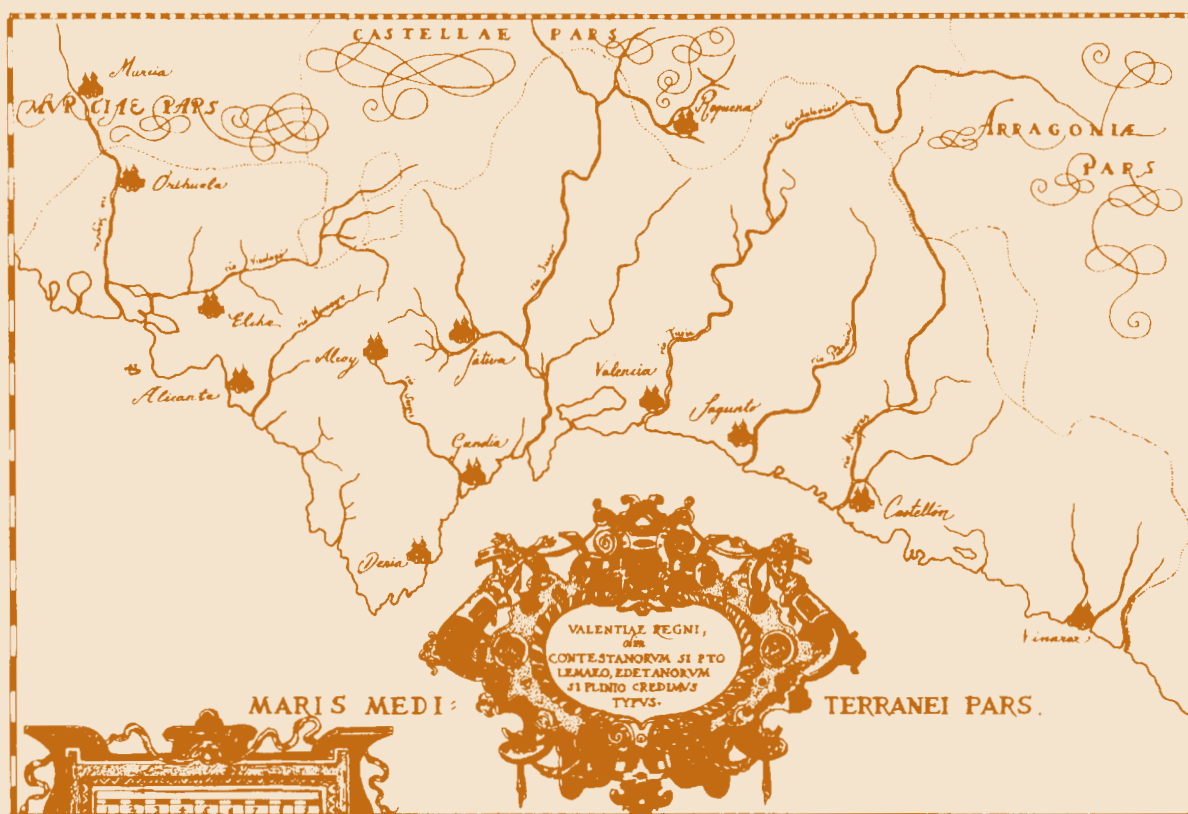


INVESTIGACIONES GEOGRÁFICAS

70

JULIO-DICIEMBRE 2018



INSTITUTO INTERUNIVERSITARIO DE GEOGRAFÍA
UNIVERSIDAD DE ALICANTE



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



INSTITUTO INTERUNIVERSITARIO
DE GEOGRAFÍA

INVESTIGACIONES GEOGRÁFICAS

La publicación de este número ha sido posible gracias a la obtención de una ayuda del Vicerrectorado de Investigación y Transferencia de Conocimiento de la Universidad de Alicante.

<https://web.ua.es/es/vr-investi>

EQUIPO EDITORIAL

Director

Antonio M. Rico Amorós. Instituto Interuniversitario de Geografía, Universidad de Alicante, España.

Secretaría de redacción

Jorge Olcina Cantos. Instituto Interuniversitario de Geografía, Universidad de Alicante, España.

Secretaría de edición

Clotilde Esclapez Selva. Instituto Interuniversitario de Geografía, Universidad de Alicante, España.

Editores adjuntos

Pablo Giménez Font. Instituto Interuniversitario de Geografía, Universidad de Alicante, España.
María Hernández Hernández. Instituto Interuniversitario de Geografía, Universidad de Alicante, España.
Jose Antonio Larrosa Rocamora. Departamento de Geografía Humana, Universidad de Alicante, España.
Antonio Martínez Puche. Departamento de Geografía Humana, Universidad de Alicante, España.
Enrique Moltó Mantero. Instituto Interuniversitario de Geografía, Universidad de Alicante, España.
Ascensión Padilla Blanco. Instituto Interuniversitario de Geografía, Universidad de Alicante, España.
Francisco José Torres Alfósea. Instituto Interuniversitario de Geografía, Universidad de Alicante, España.
Jose Torres Prieto. Vicerrectorado de Campus y Sostenibilidad, Universidad de Alicante, España.

COMITÉ DE REDACCIÓN

Carlos Javier Baños Castiñeira. Instituto Universitario de Investigaciones Turísticas, Universidad de Alicante, España.
Macià Blázquez Salom. Departamento de Geografía, Universitat de les Illes Balears, España.
Ana Camarasa Belmonte. Departamento de Geografía, Universidad de Valencia, España.
Pascal Chevalier. Département de géographie et aménagement, Université Montpellier 3, Francia. Centro de investigación UMR 5281 ART-Dev, Francia.
Wagner Costa Ribeiro. Departamento de Geografía, Universidade de São Paulo, Brasil.
Antoni Durà Guimerà. Departamento de Geografía, Universitat Autònoma de Barcelona, España.
Cayetano Espejo Marin. Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, España.
M^a José Estrela Navarro. Departamento de Geografía, Universitat de València, España.
Joaquín Farinós Dasi. Departamento de Geografía, Universidad de Valencia, España.
Cristian Henríquez Ruiz. Instituto de Geografía, Pontificia Universidad Católica de Chile, Chile.
Angela Hof. Fachbereich Geographie und Geologie, Universität Salzburg, Austria.
Alex Loftus. Department of Geography, King's College London, Reino Unido.
Pablo Lucas Mayer Suárez. Departamento de Geografía, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, España.
Hug March Corbella. Internet Interdisciplinary Institute (IN3), Universitat Oberta de Catalunya, España.
María del Carmen Minguéz García. Departamento de Geografía Humana, Universidad Complutense de Madrid, España.
Pilar Paneque Salgado. Departamento de Geografía, Historia y Filosofía, Universidad Pablo de Olavide, España.
Alfredo Pérez Morales. Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, España.
M^a Jesús Perles Rosello. Departamento de Geografía, Universidad de Málaga, España.
M^a Fernanda Pita López. Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla, España.
Anna Ribas Palom. Departamento de Geografía, Universitat de Girona, España.
Javier Salas Rey. Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Alcalá de Henares, España.
Mario Alberto Salomón Sirolesi. Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Cuyo, Argentina.
Miguel Sánchez Fabre. Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza, España.
Frédéric Santamaría. Université Paris Diderot - Paris 7, U.F.R. Géographie, Histoire, Sciences de la Société (GHSS), Francia.
Rocio Silva Pérez. Departamento de Geografía Humana, Universidad de Sevilla, España.
Francesco Vallerani. Dipartimento di Economia, Università di Venezia Cà Foscari, Italia.

COMITÉ ASESOR

Bas Amelung. Environmental Systems Analysis group Wageningen University, Países Bajos.
Fernando Arroyo Ilera. Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid, España.
Franca Battigelli. Dipartimento di Studi umanistici e del Patrimonio culturale, Università degli Studi di Udine, Italia.
Ruth Irene Beilin. School of Ecosystem and Forest Sciences, University of Melbourne, Australia.
Marina Bertocin. Dipartimento di Scienze Storiche, Geografiche e dell'Antichità, Università degli Studi di Padova, Italia.
Francisco Calvo García-Tornel. Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, España.
Concepción Camarero Bullón. Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid, España.
Gregorio Canales Martínez. Departamento de Geografía Humana, Universidad de Alicante, España.
Gemma Canoves Valiente. Departamento de Geografía, Universitat Autònoma de Barcelona, España.
María Carella. Dipartimento di Scienze Politiche, Università degli Studi di Bari "Aldo Moro", Italia.
Ana Casado. Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur, Argentina.
Carmen Delgado Vinas. Departamento de Geografía, Urbanismo y Ordenación del Territorio, Universidad de Cantabria, España.
Javier Esparcia Pérez. Instituto de Desarrollo Local/Departamento de Geografía, Universidad de Valencia, España.
Felipe Fernández García. Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid, España.
María Christina Fragkou. Departamento de Geografía, Universidad de Chile, Chile.
Antonio Gil Olcina. Instituto Interuniversitario de Geografía, Universidad de Alicante, España.
José María Gómez Espín. Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, España.
Josefina Gómez Mendoza. Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid, España.
Javier Gutiérrez Puebla. Departamento de Geografía Humana, Universidad Complutense de Madrid, España.
Rubén Lois González. Departamento de Geografía, Universidad de Santiago de Compostela, España.
Francisco M. Lopez Palomeque. Departamento de Geografía Física i Análisis Geográfico Regional, Universitat de Barcelona, España.
Javier Martín Vide. Department of Geografia Física i Anàlisi Geogràfica Regional, Universidad de Barcelona, España.
M^a Victoria Marzol Jaén. Departamento de Geografía e Historia, Universidad de La Laguna, España.
Rafael Mata Olmo. Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid, España.
Jamie McEvoy. Department of Earth Sciences, Montana State University, Estados Unidos.
Oliver Mesguer Ruiz. Departamento de Ciencias Históricas y Geográficas, Universidad de Tarapacá, Chile.
Fernando Molinero Hernando. Departamento de Geografía, Universidad de Valladolid, España.
Cristina Montiel Molina. Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física, Universidad Complutense de Madrid, España.
Alfredo Morales Gil. Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física, Universidad de Alicante, España.
Rosana Nieto Ferreira. Department of Geography, Planning, and Environment, East Carolina University, Estados Unidos.
Alfredo Ollero Ojeda. Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza, España.
Agustín Olmos Cruz. Facultad de Geografía, Universidad Autónoma del Estado de México, México.
Juan Ignacio Plaza Gutiérrez. Departamento de Geografía, Universidad de Salamanca, España.
Gabinó Ponce Herrero. Departamento de Geografía Humana, Universidad de Alicante, España.
José Quereda Sala. Instituto Interuniversitario de Geografía, Universitat Jaume I (Castellón), España.
Luciene Cristina Rizzo. UNESP São Paulo State University, Brasil.
Hugo Ivan Romero Aravena. Departamento de Geografía, Universidad de Chile, Chile.
Juan Romero González. Departamento de Geografía, Universidad de Valencia, España.
Onofre Rullán Salamanca. Departamento de Geografía, Universitat de les Illes Balears, España.
Julia Salom Carrasco. Departamento de Geografía, Universidad de Valencia, España.
José Sancho Comins. Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Alcalá de Henares, España.
Pablo Sarricolea Espinoza. Departamento de Geografía, Universidad de Chile, Chile.
David Sauri Pujol. Departamento de Geografía, Universitat Autònoma de Barcelona, España.
Philipp Schmidt-Thomé. Geological Survey of Finland (GTK), Finlandia.
Erik Swyngedouw. School of Environment, Education and Development, Manchester University, Reino Unido.
José Fernando Vera Rebollo. Instituto Universitario de Investigaciones Turísticas, Universidad de Alicante, España.

REDACCIÓN

Instituto Interuniversitario de Geografía, Universidad de Alicante

Carretera de San Vicente del Raspeig s/n. 03690 – San Vicente del Raspeig - Alicante (España)

Tel: (34) 965903400 Ext. 3380 – Fax: (34) 965909485

Correo electrónico: investigacionesgeograficas@ua.es – Sitio web: www.investigacionesgeograficas.com

DISEÑO DE LA CUBIERTA

Jaime Sebastián Garriga



Los trabajos se publican bajo una [licencia de Creative Commons Reconocimiento 4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), salvo que se indique lo contrario.
Las opiniones reflejadas en los textos que componen *Investigaciones Geográficas* son responsabilidad exclusiva de sus respectivos autores.

ÍNDICE

ARTÍCULOS

- La persistencia de la dualidad rural y el valor de la nueva ruralidad en Castilla y León (España) 9
Milagros Alario Trigueros, Fernando Molinero Hernando y Erica Morales Prieto
- Propuesta de un índice climático-turístico adaptado al turismo de interior en la Península Ibérica: aplicación a la ciudad de Madrid 31
Alfredo Millán López y Felipe Fernández García
- La desalinización. De recurso cuestionado a recurso necesario y estratégico durante situaciones de sequía para los abastecimientos en la Demarcación Hidrográfica del Segura..... 47
Álvaro Francisco Morote Seguido
- Análisis de la incorporación del riesgo de inundación en la normativa de ordenamiento territorial de Argentina..... 71
Paula Andrea Zapperi
- Los saladares de Fuerteventura (islas Canarias, España): caracterización biogeográfica, conservación y amenazas 91
Salvador Beato Bergua, Miguel Ángel Poblete Piedrabuena y José Luis Marino Alfonso
- Evolución espacio temporal de las playas con Bandera Azul en las Islas Baleares (1987-2018), consecuencias en su mejora y recuperación morfológica 111
Francesc Xavier Roig-Munar, Josep Pintó, José Ángel Martín-Prieto y Antonio Rodríguez-Perea
- Perspectiva geográfica de la caza en Mallorca 135
Antoni Barceló Adrover, Miquel Grimalt Gelabert y Jaume Binimelis Sebastián
- Análisis de la isla de calor urbana en el entorno andino de Cuenca-Ecuador 167
Andrés Santiago Bustamante Campoverde
- Conectividad de los ecosistemas entre las reservas de la biosfera “El Cielo” y “Sierra del Abra Tanchipa” en México 181
Julio César Errejón Gómez, Josep Vila Subirós, José Luis Flores Flores, Humberto Reyes Hernández y Carlos Alfonso Muñoz-Robles
- Manifestaciones de la sequía meteorológica en la provincia de Villa Clara (Cuba) en el período 2000-2017 197
Meylin Otero Martín y Sinaí Barcia Sardiñas

RESEÑAS BIBLIOGRÁFICAS

- Reseña de Territorios y paisajes del Jaén desconocido. Itinerarios geográficos 221
Cristina Montiel Molina
- Reseña de Cities in global capitalism 225
Luis Alfonso Escudero Gómez

ARTÍCULOS

Cita bibliográfica: Alario Trigueros, M., Molinero Hernando, F. & Morales Prieto, E. (2018). La persistencia de la dualidad rural y el valor de la nueva ruralidad en Castilla y León (España) *Investigaciones Geográficas*, (70), 9-30. <https://doi.org/10.14198/INGEO2018.70.01>

La persistencia de la dualidad rural y el valor de la nueva ruralidad en Castilla y León (España)¹

The persistence of rural duality and the value of the new rurality in Castile and Leon (Spain)

Milagros Alario Trigueros²
Fernando Molinero Hernando³
Erica Morales Prieto⁴

Resumen

Castilla y León es una región típica del rural profundo de Europa; con casi 95.000 km² y solo 2,5 millones de habitantes, destaca por la baja densidad de población, el envejecimiento, el declive demográfico y el predominio de las zonas rurales. La mitad de su población es rural, aunque la agricultura solo emplea el 7% de la mano de obra regional, si bien llega hasta el 80% y el 100% en muchos municipios rurales pequeños.

El poblamiento actual, disfuncional, consta de un elevado número de asentamientos, mucho mayor que el correspondiente a los habitantes residentes. Muchos de ellos no desaparecen gracias a la rehabilitación de algunas casas y a la construcción de otras, merced a la llegada, escasa, de nuevos habitantes y a la llegada, masiva, de residentes temporales. Sin embargo, existe una clara dualidad rural entre las áreas periurbanas y el resto del territorio.

Palabras clave: dualidad rural; nueva ruralidad; nuevos usos residenciales; Castilla y León.

Abstract

Castile and Leon is a typical region of Europe's deep rural territories. With nearly 95,000 km² and only 2.5 million inhabitants, it is characterized by a low population density, an aging population, demographic regression and the predominance of rural areas. Approximately half of the population is rural and only 7% work in agriculture, although this percentage can be as high as 80% or even 100% in many small rural communities.

The current settlement pattern, which is clearly dysfunctional, consists of a high number of population centres, which is far higher than that expected for the number of residents. Many of these villages have not disappeared altogether thanks to the renovation of properties and the construction of new houses encouraged by the (scarce) arrival of new dwellers and the (massive) influx of temporary residents. However, there is an obvious rural duality between the peri-urban areas and the rest of the territory.

Keywords: rural duality; new rurality; new residential uses; Castile and Leon.

1 Este trabajo fue elaborado con el apoyo del Proyecto de investigación de I+D+i CSO2012-39564-C07-01, sobre los Paisajes Patrimoniales de la España interior septentrional y occidental, que ha tenido su continuidad en el Proyecto de Investigación I+D CSO2016-79756-P (AEI/FEDER, UE) *Paisajes Culturales de la Lista del Patrimonio Mundial. Claves para la identificación y criterios para la gestión de los paisajes de los vinos y viñedos con valor patrimonial*, Ministerio de Economía, Industria y Competitividad, Programa Estatal de Fomento de la Investigación Científica y Técnica de Excelencia-Subprograma Estatal de Generación de Conocimiento, convocatoria 2016.

2 Departamento de Geografía, Universidad de Valladolid, España. alario@fyl.uva.es

3 Catedrático emérito, Universidad de Valladolid, España. molinero@fyl.uva.es

4 Colaboradora honorífica. Departamento de Geografía, Universidad de Valladolid, España. emoralessprieto@gmail.com

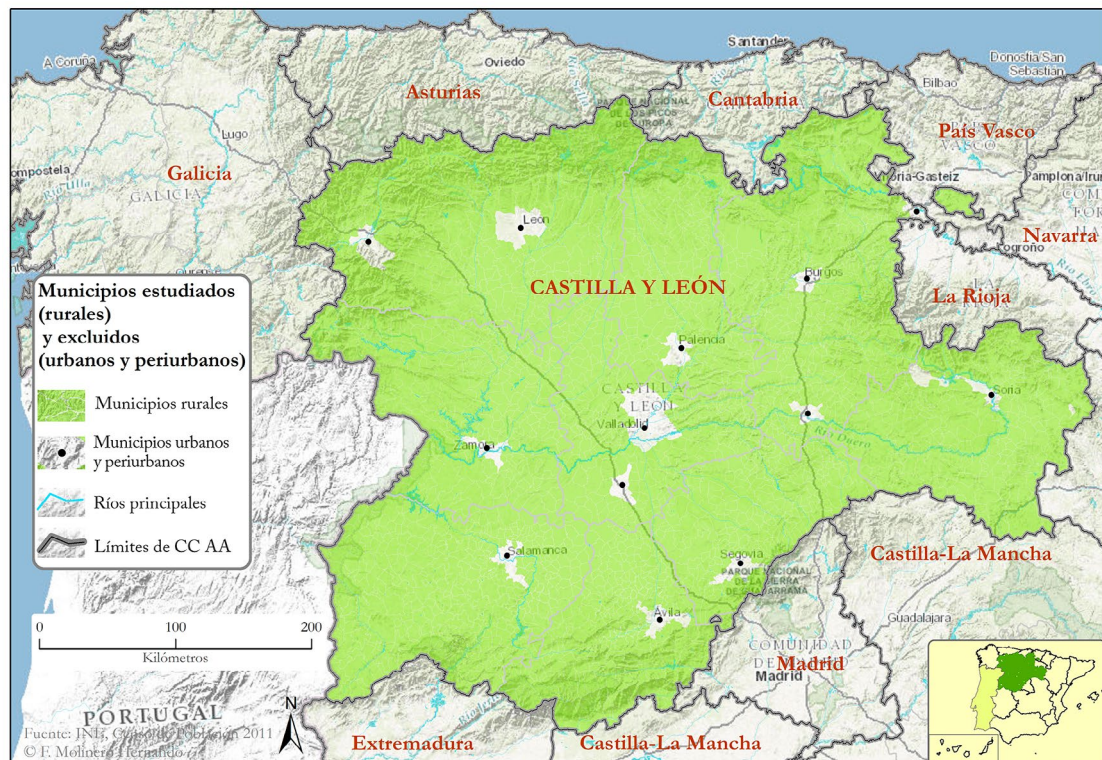
1. Introducción

Las transformaciones habidas en las áreas rurales de los países industrializados, en el contexto de un desarrollo fundamentalmente urbano, durante el último medio siglo nos llevan a reflexionar sobre las nuevas funciones del campo y sobre la nueva vida rural; su relevancia es constatable en las nuevas funciones atribuidas a las áreas rurales, en la llegada de nuevos habitantes y en el desarrollo de nuevas actividades económicas.

Sin embargo, esta nueva ruralidad no se manifiesta de manera similar, ni alcanza la misma intensidad en todas las áreas rurales. Nuestro objetivo es analizar cómo afecta a la Comunidad de Castilla y León, cuáles son sus características en esta región típica del rural profundo de España y, sobre todo, qué diferencias territoriales se observan. Este objetivo requiere contextualizar el tema en una perspectiva metodológica, conceptual y evolutiva.

En Castilla y León hay 2.248 municipios, distribuidos entre 5.913 asentamientos o entidades de población, bien se trate de pueblos, aldeas, barrios o grupos de casas. Más de la mitad de los 2,45 millones de habitantes (56%) viven en municipios de más de 10.000 habitantes, los cuales coinciden con las 9 capitales provinciales, más otros 5 municipios periurbanos y otras 10 ciudades pequeñas. Así, excluyendo los 24 asentamientos urbanos, el tamaño medio del resto de los municipios regionales no llega a los 500 habitantes, y más de la mitad de ellos no alcanza los 200. La densidad rural solo llega a 11,3 habitantes por kilómetro cuadrado (en adelante, hab/km²), con cerca de un millón de habitantes sobre casi 91.000 km², que utilizan algo más de un millón de viviendas (Figura 1).

Figura 1. Área estudiada y excluida. Municipios rurales de acuerdo con la Ley 45/2007 de Desarrollo Sostenible del Medio Rural



Fuente: INE, Censo de Población 2011. Elaboración propia

En los países occidentales, después del éxodo rural, que duró hasta los años 1960 en algunos casos y 1970 en otros, comenzó un proceso de «retorno local» y «reasentamiento» social, como resultado de los movimientos de vuelta al campo, que llevó a la tesis de un «renacimiento rural». De hecho, muchos científicos han defendido este renacimiento en todos los países, a pesar de la evidencia de la despoblación, del envejecimiento, del abandono de los pueblos y tierras de cultivo y bosques, y de una contracción de las actividades económicas (Kayser, 1989, en Rieutort, 2012).

Ya a finales de la década de 1990, el término «nueva ruralidad» comenzó a utilizarse como manifestación del proceso de transformación de las áreas rurales (Cloke, 2005; Rauch, 2014). La expresión se aplica a un entorno rural con un nuevo paisaje social, en el que cohabitan «nuevas y viejas políticas, nuevos y viejos actores, nuevas y viejas formas de relación social, nuevos movimientos sociales...» (Barrio, 2013, p. 123), que están estrechamente vinculados a nuevos procesos y actores.

A medida que la sociedad postindustrial avanza, se extiende e implementa el concepto de nueva ruralidad, que, para autores como Llambí y Pérez (2007), busca identificar «nuevos» fenómenos y procesos para describir e interpretar los «viejos» procesos de cambio rural. Este es un nuevo fenómeno caracterizado por la asunción de nuevas funciones, entre las cuales Thierry Link destaca las residenciales, las recreativas y las de preservación y mejora del patrimonio paisajístico, ambiental y cultural (Link, 2001).

La nueva ruralidad o, mejor aún, el nuevo espacio rural se está globalizando, ya que no solo afecta a las actividades económicas, sino que también lo hace al valor de las instituciones, de la cultura y del patrimonio histórico, y al uso del espacio rural para el ocio y la recreación (Rosas-Baños, 2013; Pérez y Farah, 2006; Palafox-Muñoz y Martínez-Perezchica, 2015).

Este nuevo espacio rural es el lugar de retorno a un bienestar elegido, que permite encontrar un entorno social más íntimo y vivir juntos lejos del anonimato urbano (Rieutort, 2012); es el mejor lugar para los niños; es la base del bienestar, con una forma de vida más agradable que en la ciudad, no solo porque allí vemos, sentimos y respiramos mejor (Walker, 2000), sino también porque brinda una mejor calidad de vida y satisface el ideal de libertad, plenitud y equilibrio.

Objetivamente, el nuevo espacio rural se percibe como multifuncional y multicultural, lo que ha llevado a algunos autores a no asignarlo a un sector económico particular, ya que lo que importa es su contenido espacial, no su contenido sectorial (Mora, Garrido y Díaz, 2016). Su función ya no está, en adelante, centrada en la actividad primaria; no se considera como un área subordinada al proceso de industrialización, sino que, por el contrario, comienza a ser sede de servicios de ocio, de turismo rural, agroturismo, mantenimiento y desarrollo de actividades culturales, etc. En este espacio también se están desarrollando nuevas actividades agrarias, orientadas hacia nichos de mercado especiales, u otras como el agroturismo, la artesanía y el comercio de proximidad. Todo esto empuja a los antiguos y nuevos habitantes del espacio rural hacia la pluriactividad, no solo teórica, sino también práctica, tanto más cuanto es esa circunstancia la que permite la concepción e implementación de políticas públicas de desarrollo rural (Echeverri, 2002).

Es obvio que el entorno rural se ha diversificado y que la pluriactividad es «una nueva estrategia de supervivencia y resistencia, una forma de aferrarse a la tierra» (Rosas-Baños, 2013, p. 6), una estrategia que tiende a aportar soluciones no agrarias (*off farm activities*) (Rosas-Baños, 2013). Hay diferentes tipos de pluriactividad; algunos, derivados de la práctica de la agricultura a tiempo parcial por residentes rurales; y otros, relacionados con las actividades desarrolladas por los nuevos habitantes. La Comisión Europea (1988) ha contribuido a esta orientación, especialmente desde que publicó el documento sobre «el futuro del mundo rural», en el que defendía la plurifuncionalidad del campo. Luego, en los años 90, y en gran medida favorecido por los «Objetivos de Desarrollo» europeos, y especialmente por el LEADER I, se dio un gran paso mediante las ayudas al turismo rural y a las regiones de Objetivo 1. Surgieron así numerosos proyectos durante los siguientes años y décadas que constituyeron una verdadera palanca para la transformación del mundo rural.⁵

La llegada de nuevos habitantes a las zonas rurales es otra característica de esta nueva ruralidad (Nogué, 2016). De hecho, aunque el regreso a la tierra como forma de vida tuvo un gran impacto en los años 1970, cuando las áreas rurales comenzaron a ser percibidas como espacios de oportunidad y algunas aldeas fueron ocupadas por colonos que reivindicaban reconstruir casas abandonadas y promover aldeas ecológicas..., solo culminaron unas pocas iniciativas. En la década de 1980, el fenómeno neorrural evolucionó, refiriéndose al proceso y a quienes decidieron irse al campo para no vivir en la ciudad ni practicar oficios urbanos; así, se instalaron en el campo para practicar la agricultura o la ganadería y defendieron una forma particular de «regreso al campo» (Ratier, 2002, pp. 14-15).⁶ En España, el fenómeno comenzó

5 Algunos, como el proyecto *Abraza la tierra (Embrace the earth)*, creado en 2004, se han mantenido y han afectado a 18 Grupos de Acción Local, no solo en la región de Castilla y León, sino también en otras comunidades autónomas (Aragón, Castilla-La Mancha, Madrid y Cantabria) (<http://www.abrazalatierra.com/inicio.shtml>); asimismo, la Asociación *Artiborain*, en Aragón, y otras en toda España, juegan un papel muy activo.

6 Se refiere a los neorrurales franceses que han retornado al campo a finales de los años 1980.

en la década de 1960 como un eco del movimiento de protesta europeo y particularmente del francés, que culminó en «Mayo de 1968», paralelo al movimiento de la «contracultura americana».

Para Nogué (1988), el fenómeno neorrural estaba representado por grupos de jóvenes que, cansados de la vida urbana y opuestos al modelo de sociedad del capitalismo, habían abandonado la ciudad para establecerse en aldeas o casas abandonadas. Así es como se habría producido una inversión del movimiento migratorio, un «retorno al campo», de baja intensidad y en ningún caso comparable al éxodo rural anterior (Nogué, 1988), pero como un movimiento reciente y emergente.

Desde la década de 1980 en adelante, los movimientos migratorios, que hasta entonces se habían dirigido del campo a la ciudad, ahora se habían invertido, yendo de la ciudad al campo. Este movimiento comenzó con el regreso de los antiguos residentes (los retornados) y continuó con una creciente afluencia de nuevos habitantes. Halfacree (1993) consideró este cambio de tendencia como una nueva forma de vida (*way of life*), en la que el movimiento hacia el espacio rural obedecía a una «imagen idealizada del campo» (Paniagua y Hoggart, 2002, p. 67), pero también al progreso técnico, a la aparición de las telecomunicaciones y de la alta tecnología, a las mejoras en las redes de comunicación o a la generalización del automóvil privado, aunque también a las capacidades económicas de cada individuo..., entre otros factores (Morales, 2014).

Este proceso habría revitalizado el entorno rural, tanto física como demográficamente, pero la llegada de nuevos residentes, que requerían más servicios que los nativos, habría dado lugar a una segregación social del espacio rural, con importantes consecuencias para el desarrollo socioeconómico, ya que los nuevos habitantes estaban acostumbrados a disponer de muchas comodidades urbanas (Camarero, 1993; Morales, 2016).

Las características sociales y culturales de los neorrurales han sido estudiadas por numerosos autores. Ratier (2002) enfatiza la mentalidad de aquellos que buscan la armonía con la naturaleza. Morales y Alario (2012) se centran en la calidad de vida y las mejoras en las condiciones ambientales; Scheiner o Ploeg (en Martínez, 2010) evalúan las oportunidades de trabajo y la pluriactividad. Otros, como Polanyi (1980, en Martínez, 2010) se centran más en las posibilidades de producir para el autoconsumo.

Las actuaciones neoliberales de los años 1990 destinadas a integrar a las comunidades rurales en el mercado y en el sistema económico (Palafox Muñoz y Martínez-Perezchica, 2015), potenciadas por las políticas públicas, se basaron en el desarrollo y la conservación de los recursos naturales y culturales y comenzaron a valorar los recursos endógenos no agrícolas o ganaderos, entre los cuales adquirieron particular importancia los relativos al turismo rural y a los cuidados ambientales, así como los orientados al ocio urbano, que se desarrolló, y se está desarrollando, como parte de esta nueva ruralidad.

Podemos concluir, por tanto, que la nueva ruralidad es el resultado de los nuevos procesos económicos, sociales y espaciales, en el que las zonas rurales son vistas como un espacio multifuncional y pluriactivo, receptor de nuevos agentes y, por lo tanto, como la clave de una nueva orientación y de una nueva imagen. Cada vez más, el campo destaca no como lugar productor de alimentos, sino como reserva de naturaleza y patrimonio, como paisaje, siguiendo la definición del Convenio Europeo del Paisaje (CEP) en 2000.⁷

Este trabajo plantea el análisis de estos fenómenos en Castilla y León, dentro de ese contexto general. Es obvio que los cambios relacionados con la nueva ruralidad no tienen la misma amplitud en todos los espacios. El renacimiento rural y la nueva ruralidad que se aplica a todos los territorios europeos ocurren solo en las áreas y ejes donde hay centros urbanos cercanos. Pero esta nueva ruralidad no llega al espacio rural profundo, donde, a pesar de la modernización, la llegada de nuevos habitantes y la instalación de dispositivos de telecomunicaciones que facilitan el teletrabajo, aparece como un espacio aún en regresión, despoblado, envejecido y desprovisto de servicios. La dinámica progresiva de las áreas periurbanas y bajo influencia urbana refuerza aún más esta dualidad rural. Sin embargo, en términos demográficos, algunas áreas rurales están empezando a recibir antiguos emigrantes que regresan, además de nuevas construcciones; esto representa un cambio tímido, que no compensa la despoblación de la región, aunque contribuye a un cambio de tendencia, o al menos permite hablar de un fenómeno nuevo (Morales, 2016).

A menudo se han confundido los deseos y objetivos de las políticas públicas —tanto las que plantea la Comisión Europea, como las del Estado o de la administración regional— con la realidad de un mundo

⁷ El paisaje es “una parte del territorio, tal como lo perciben los habitantes del lugar o los visitantes, que evoluciona en el tiempo bajo el efecto de las fuerzas naturales y la acción de los seres humanos Convenio Europeo del Paisaje [CEP], 2000, art. 1, punto a).

rural en declive, caso en el que destaca Castilla y León. Esta es excepcional en Europa; no se puede comparar con el Macizo Central en Francia, que sería una región con problemas similares, pero con un potencial demográfico y económico mucho mayor, merced a la proximidad de ciudades que impiden el abandono o la marginación de grandes áreas rurales. Tampoco es comparable a los Peninos ingleses, los Alpes austriacos o italianos, regiones más accesibles y con centros urbanos cercanos. Por densidad demográfica, solo podría ser comparada con Laponia o las Highlands del centro de Escocia y las Southern Uplands del sur, o con algunas otras regiones del interior de España. El renacimiento rural proclamado para determinadas regiones europeas no puede atribuirse a la Comunidad de Castilla y León, aunque algunos sociólogos han escrito libros defendiendo esta tesis (García Sanz, 1996, 2003b y 2011); tesis que contrasta con lo que sucede en la realidad, con lo que perciben sus habitantes y con los datos estadísticos, siempre que se haga un análisis diferenciado y que los municipios periurbanos no se califiquen como “rurales».

En Castilla y León, o en las zonas rurales del interior de España, ningún renacimiento rural es realmente perceptible, sino más bien un cambio drástico que ha producido un abandono generalizado de tierras marginales y áreas forestales, con los consecuentes incendios que siguen a este abandono; también hay una caída impresionante de la fuerza de trabajo y un proceso general de reducción de servicios, a pesar de que la gente cada vez vive mejor. Hay mucha literatura sobre el renacimiento rural; sin embargo, el campo del interior de España todavía se encuentra en un proceso de declive general, aunque los políticos y algunos profesionales de la ordenación del territorio afirmen que el declive ha terminado y que estamos ya en claro progreso (García Sanz, 2011). En contra de esa idea, reconocemos que el nivel de vida rural ha aumentado, pero el abandono continúa por más que los nuevos habitantes y el turismo rural modifiquen, mínimamente, esta situación.

Podríamos decir que este «renacimiento rural», o «tercer paradigma de desarrollo rural»,⁸ no es realmente tal, ya que, en lugar de generar un campo dinámico y multifuncional, ha producido una clara dualidad rural; el cuarto paradigma de desarrollo rural, con un espacio rural realmente ocupado, dinámico, dotado de servicios y en crecimiento, aún está por llegar. Esto es obvio en el interior de España, y particularmente en Castilla y León, donde los políticos deploran constantemente la despoblación e intentan implementar «planes de recuperación demográfica», que nunca se cumplen y que contradicen las declaraciones electoralistas sobre el desarrollo del espacio y la sociedad rural.

Nuestro objetivo es identificar las características de la dinámica territorial y social de la región, comprobar el grado de declive y desestructuración actuales y evaluar los cambios de tendencia relacionados con los impactos de la crisis desatada en 2008; esto se refiere en particular al aumento circunstancial de los flujos de nuevos habitantes y al retorno habitual durante el verano y otros periodos vacacionales de antiguos emigrantes. Estas tendencias son la semilla de un cambio más profundo en el futuro, pero no actual, por cuanto la crisis ha vuelto a llevarse las ganancias demográficas acumuladas entre 2000 y 2008. Entretanto, se van acentuando las características propias del rural profundo.

Estos datos nos permiten plantear la hipótesis de que el uso residencial permanente de las casas rurales no es la función principal, aunque sea la razón fundamental para mantener la densa red de pueblos y núcleos rurales. De hecho, gran parte de la dinámica económica, como la prestación de servicios y la construcción, está directamente relacionada con el uso temporal del territorio, hecho que favorece la permanencia de la dualidad rural.

El estudio se articula en torno a cinco cuestiones. La evolución demográfica, negativa, será abordada en la primera, que contrasta con el aumento del número de viviendas, estudiado en la segunda; el uso temporal del espacio rural, responsable de la contradicción señalada, se analiza en la tercera; mientras que en la cuarta tratamos los aspectos relacionados con ese uso temporal y el desarrollo del turismo rural. En quinto lugar, valoramos e interpretamos la presencia de nuevos habitantes que, aunque no son capaces de corregir la dualidad rural, contribuyen a mantener la ilusión del desarrollo rural.

8 El primer paradigma de desarrollo rural es el de la sociedad tradicional, basada en la plétora de población, con una actividad agraria que daba empleo a más de las tres cuartas partes de los habitantes del campo; en España se prolonga hasta 1959, cuando un cambio de política económica y general provoca la modernización agraria del país. Entre 1959 y la década de 1990, e incluso hasta el año 2000, se desarrolló el segundo paradigma de desarrollo rural, basado en el productivismo y la modernización agraria, que dio como resultado el éxodo rural y la despoblación del campo. A partir de la década de los noventa, comenzamos a evocar el neo-ruralismo y el renacimiento rural que, en España, solo afecta áreas periurbanas, zonas turísticas y enclaves privilegiados. Este tercer paradigma de desarrollo rural se describió como un fenómeno general, mientras que solo fue puntual. El cuarto paradigma, con diversificación de actividades económicas, con dinámica demográfica positiva, con municipios dotados de servicios, y con teletrabajo, está por llegar y no parece viable hasta más allá de una nueva generación (Moliner, 2010).

2. Metodología

El estudio se basa en los Censos de Población y Viviendas de 1991, 2001 y 2011, para la evaluación de la dinámica demográfica y de las tendencias en el número y el tipo de vivienda.⁹ Hemos completado los datos demográficos con el análisis del Nomenclátor de esos mismos años para el estudio de las «entidades de población»,¹⁰ y hemos utilizado los datos más recientes de población de la Revisión del Padrón Continuo a 1 de enero de 2015 y 2017 (Instituto Nacional de Estadística [INE], 2017) para la comparación con otras variables económicas de esos mismos años, en particular las relativas a la población ocupada por sector y rama de actividad económica en junio de 2015 y de 2017, según los censos de cotizantes a la Seguridad Social de cada municipio. Asimismo, hemos extraído de la Encuesta de Infraestructuras (Ministerio de Hacienda y Administraciones Públicas [MINHAP]), la información relativa a la Población Máxima Estacional de 2015, que permite documentar el uso temporal del espacio a escala municipal.

Para conseguir los objetivos fijados, se han realizado encuestas a los nuevos habitantes rurales, distribuidas especialmente por comarcas periféricas de la región, como el Sayago y Sierra de la Culebra en Zamora, la Omaña en León, la Montaña Palentina y el Nordeste de Segovia, áreas de preferente localización de los neorrurales en Castilla y León.

El objetivo fundamental de las encuestas ha sido conocer las características, las actitudes y motivaciones para el cambio de vida, las principales dificultades encontradas y sus expectativas, así como definir el perfil de los neorrurales. Se ha aplicado un modelo de encuesta descriptivo, que permite conocer las características de la población, y otro explicativo, para establecer relaciones causales entre las respuestas obtenidas.

El método ha consistido en la realización de las encuestas cara a cara (entrevistas en profundidad y abiertas), en más de setenta municipios de los territorios anteriormente citados, y, además, se ha realizado un envío de encuestas, vía correo electrónico, a todos los neorrurales identificados por medio de los diferentes canales de comunicación. A este respecto cabe señalar que, al no existir un registro o cómputo oficial de neorrurales, ha sido difícil determinar el número de encuestas que fuese significativo. Sin embargo, gracias al trabajo de campo y de investigación realizados, se hizo llegar la encuesta a más de 200 personas, de las cuales respondieron 144, habiéndose realizado 70 de ellas personalmente. Una muestra que alcanzaría en torno a una quinta parte de los neorrurales.

A diferencia de las clasificaciones automáticas por tamaño municipal, que atribuyen la condición de rural a los municipios de menos de 10.000 habitantes, independientemente de su dinámica y su situación y relación con las ciudades, definimos el área de estudio mediante la aplicación de criterios esencialmente cuantitativos y objetivos, pero también cualitativos, como se muestra en la Figura 1. Proponemos definir como municipios rurales aquellos de menos de 30.000 habitantes, o aquellos cuya densidad es inferior a 100 habitantes/km², de acuerdo con los criterios establecidos en la Ley 45/2007 de Desarrollo Sostenible del Medio Rural; los que superan los 30.000 habitantes, o los 100 hab/km², cualquiera que sea su tamaño, se han considerado urbanos o, en su caso, periurbanos no rurales. Así, hemos comprobado que algunos de los conocidos como “municipios rurales” de las periferias urbanas tienen una dinámica urbana, en la medida en que el crecimiento se debe a la proliferación de urbanizaciones; y, aunque no alcanzan el umbral de tamaño, suelen tener una densidad superior a la contemplada en la Ley 45/2007. Por lo tanto, a algunos de ellos los hemos clasificado como municipios rurales, y a otros como urbanos, apoyándonos en los criterios de densidad, dinámica demográfica, conocimiento directo y en la proliferación, o no, de conjuntos residenciales.

9 Los Censos de Población y Viviendas se llevan a cabo, como en toda la Unión Europea, en los años terminados en 1 (1991, 2001, 2011), si bien anteriormente se realizaron en los años que terminaban en 0 (entre 1900 y 1970). Se hacen por encuesta, llevada a cabo en cada municipio, y son completos. Los Padrones de Habitantes se realizan cada año, también para cada municipio, mediante la actualización de los Partes de altas y bajas de los ayuntamientos. Los nomenclátors de censos y padrones son documentos realizados en los mismos años, pero a escala de cada “entidad de población singular” dentro de cada municipio. Expresan, por tanto, las características demográficas de cada asentamiento en cada municipio.

10 Una “entidad singular de población” es, según el INE “cualquier superficie habitable del municipio, habitada o excepcionalmente deshabitada, claramente diferenciada dentro del territorio, y que se conoce con un nombre específico que lo identifica sin posibilidad de confusión.” (INEbase/Nomenclátor: Población del Padrón Continuo por Unidad Poblacional/Metodología, recuperado de <https://www.ine.es/nomen2/Metodologia.do>). Cada municipio puede tener varias agrupaciones de viviendas o entidades.

Se podrían citar otros ensayos tipológicos, poco frecuentes, pero que intentan superar la mera clasificación por tamaño. Así, Alario utilizó una clasificación mixta cuantitativa y cualitativa en 2004 (Consejo Económico y Social de Castilla y León, 2004), que fue seguida por algunos economistas posteriormente (Pablo Gordo, 2005 y 2007), pero que, en general, no ha habido otras tipificaciones que las de tamaño y, si acaso, distancia a la urbe, como hace la propia Ley 45/2007.

Todo esto nos ha permitido definir como rurales 2.193 municipios de Castilla y León, de un total de 2.248 (Figura 1). Se extienden sobre un 18% del territorio español, pero solo albergan el 2,3% de sus habitantes. Esta clasificación no coincide con la del INE, que considera como urbanos solo los 24 municipios que superan los 10.000 habitantes, mientras que nosotros hemos agregado otros 31 que no alcanzan el umbral de tamaño, pero que exceden el de densidad.

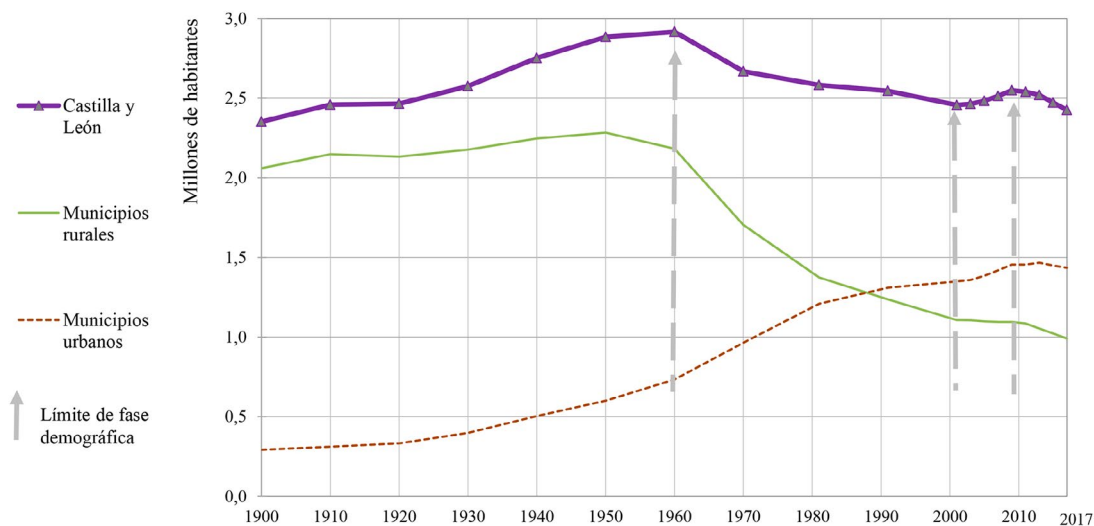
3. Resultados

En Castilla y León, como en España, la primera mitad del siglo XX fue testigo de un proceso de crecimiento y consolidación demográfica antes de que el éxodo rural vaciara el campo, un éxodo rural desigual por regiones y comarcas, pero particularmente intenso y sostenido en Castilla y León. En contra de lo sucedido en Francia, donde habría terminado al acabar la década de 1970 según un estudio del Senado francés,¹¹ en España y en esta región todavía persiste.

3.1. Las fases demográficas del espacio rural de Castilla y León: de la plétora a la disminución sostenida y a una incierta recuperación

De 1900 a 2017, hay tres fases claras. La primera, hasta 1960, de crecimiento. La segunda, de 1960 a 2000, de pérdidas. La despoblación de esta región esencialmente agrícola y rural, se ha convertido en una característica clave. Mientras que España ganó un 44% entre 1950 y 2000, Castilla y León perdió un 13,5% (-385.260) y pasó de 2.864.378 hab en 1950, a 2.479.118 en 2000. La tercera fase, de 2001 a la actualidad, es el tiempo de un renacimiento incierto (2000 a 2008), interrumpido y diferenciado (Figura 2).

Figura 2. Evolución de la población de Castilla y León 1900-2017



Fuente: INE, Censo de Población y Viviendas, 1900 a 2011; Padrón de Habitantes 2000, 2003, 2005, 2007, 2009, 2013, 2015 y 2017. Elaboración propia

Frente a las regiones que están ganando población, el interior peninsular con la excepción de Madrid, la pierde. Para Castilla y León, la Figura 2 ilustra una pérdida constante de habitantes desde 1955/1960 hasta principios del siglo XXI. Esta caída produce una polarización y graves desequilibrios territoriales. Los municipios que pierden habitantes son mayoritarios (2.109 de un total de 2.248). Además, los que

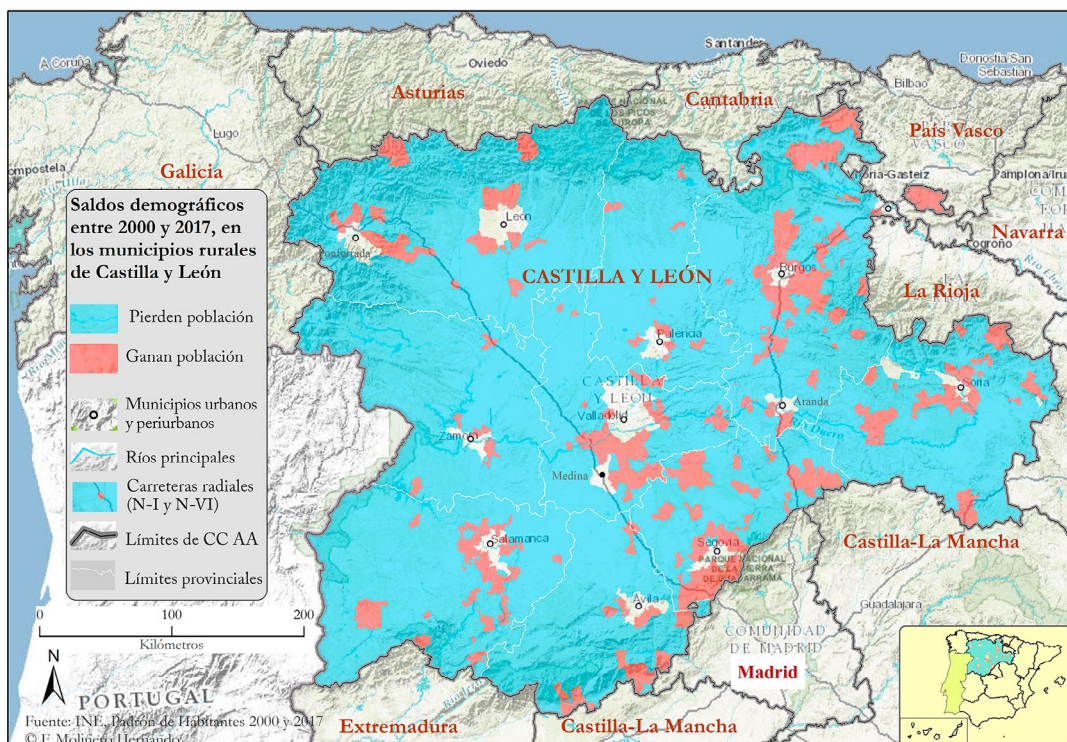
¹¹ «Après plus d'un siècle d'exode rural, le solde migratoire dans les campagnes est devenu positif à la fin des années soixante-dix. Il en va de même, depuis 2000, du solde naturel —c'est à dire, des naissances moins les décès—» (Nicoux et Bailly, 2013, p.13).

ganan son las capitales provinciales y unas pocas ciudades pequeñas, como Ponferrada, que incrementa su población en 39.000 personas, o Aranda de Duero, que llega hasta 30.000, y sus áreas periurbanas. Esta dinámica contrasta fuertemente con el crecimiento sostenido de la primera mitad del siglo XX.

Sin embargo, después de años de regresión demográfica, hay un movimiento en sentido opuesto, que ciertamente concierne a un pequeño número de municipios, pero que no puede ser ignorado. De hecho, uno de cada cinco municipios rurales estaba teniendo saldos positivos de población a principios del siglo XXI. Es preciso conocer, pues, esta nueva dinámica, esta nueva ruralidad, comprender sus causas y determinar las características de los territorios afectados. Por lo tanto, debemos dejar claro que vamos a centrarnos en los municipios rurales, tal como los hemos definido, sin mezclarlos ni confundirlos con los municipios “rurales” de las áreas periurbanas, que sin duda tienen saldos positivos y una dinámica claramente urbana, aunque conserven un aspecto rural.

Durante el decenio de 2001 a 2011, 423 municipios rurales aumentaron su población en 61.085 hab, mientras que el resto de los rurales (1.770, de los cuales 19 con un saldo neutro) perdió 97.817 habitantes, resultando en conjunto una caída del 3,3% frente a un ligero aumento en toda la región. El saldo general es siempre negativo, pero, si observamos la distribución de los municipios que ganan y de los que pierden, podemos ver algunos elementos destacables, que en algunos casos pueden ser puramente aleatorios, pero que en otros revelan una dinámica espacial singular, como se muestra en el mapa de saldos de población a escala municipal en el siglo XXI (Figura 3). En este caso y, contando con las pérdidas derivadas de la crisis económica, los municipios con saldos positivos se reducen a 272, que ganan algo más de 50.000 hab, mientras que el resto (= 1.921) pierde casi cuatro veces más (= 187.293).

Figura 3. Saldos de población en los municipios rurales de Castilla y León 2000-2017



Fuente: INE, Padrón de habitantes 2000 y 2017. Elaboración propia

El mapa es elocuente: los saldos poblacionales positivos se localizan en algunos territorios o ejes privilegiados. Se puede ver, en primer lugar, el área de influencia de Madrid, que durante varias décadas ha estado ocupada por residencias secundarias, y a veces principales, que pertenecen mayoritariamente a la población originaria de esos pueblos. El sur y el sureste de Ávila, una buena parte de la provincia de Segovia, los bordes de la carretera Nacional-I, de Madrid a San Sebastián, son los ejes o zonas más dinámicas, junto al eje de la carretera N-620 entre Salamanca y Burgos, además de la N-VI y la N-601 de Valladolid a León.

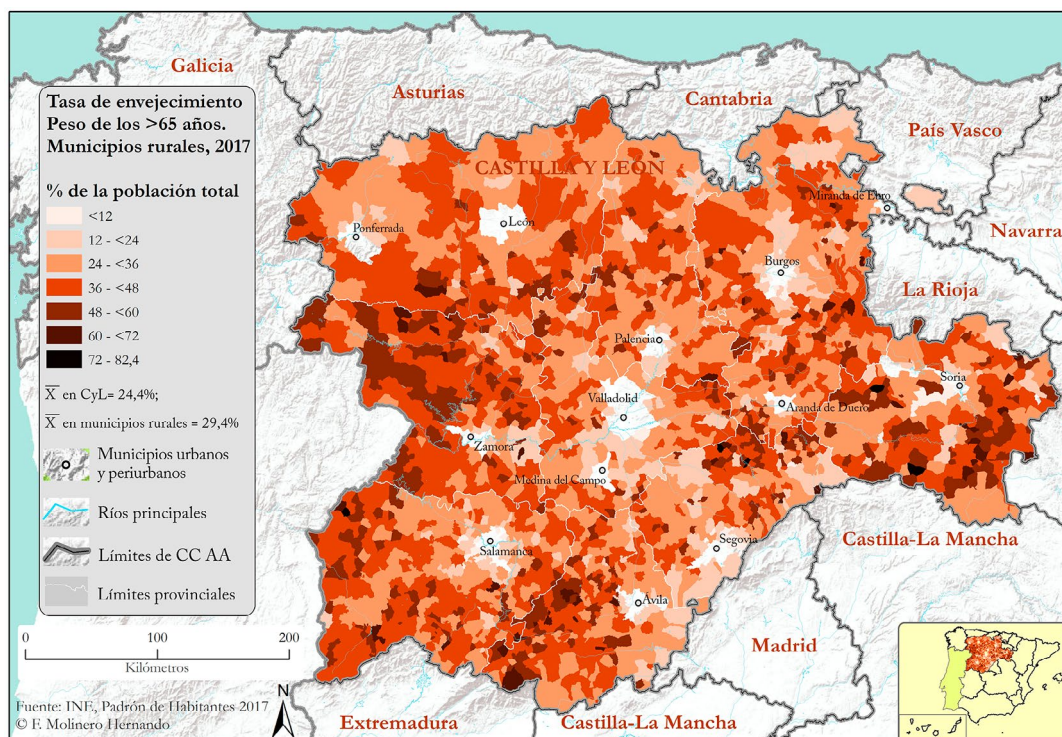
A pesar de la debilidad del aumento, es una situación de crecimiento, que, aunque pequeño y lento, revierte la tendencia negativa de la segunda mitad del siglo XX. Esto no es un cambio decisivo, porque el crecimiento es casi insignificante (3,4% para la región en una década). Sin embargo, es un aspecto positivo: Castilla y León pasó de 2.456.474 hab en 2001 a 2.540.188 en 2011, a pesar de la recaída posterior.

Esa inversión de la tendencia se debe en gran parte al auge económico general, que incluso alcanza a algunas aldeas del rural profundo, en las que se establecieron familias o grupos de inmigrantes, principalmente dedicados a actividades agrícolas, aunque también al cuidado de los ancianos. Este crecimiento se debe no solo al aumento de la afluencia de inmigrantes extranjeros (portugueses, bereberes y rumanos...),¹² sino también al retorno de los que emigraron en el período de industrialización de España (1959-1973). A estos se añaden nuevos residentes que han decidido establecerse en el medio rural por la accesibilidad y la mejora de las infraestructuras.

En esta inversión de tendencia los *commuters* (trabajadores que hacen movimientos pendulares diarios) tienen gran importancia, sobre todo en el extremo sur de la Cordillera Central, donde viven en municipios de las provincias de Segovia y Ávila, en los que residen y están empadronados, pero trabajan en Madrid. Esta zona rural dinámica podría ser vista como un periurbano lejano de Madrid, pero no lo es, ni por la distancia ni por el tamaño de los núcleos ni por la densidad de población.

La evolución positiva durante el siglo XXI también se debe a los nuevos habitantes rurales. La llegada de nuevos residentes produce un desbordamiento lento de las áreas rurales dinámicas, pero culmina entre 2009 y 2010, y da paso a la nueva regresión provocada por la crisis económica; de hecho, si entre 2000 y 2010 había 420 municipios con saldos demográficos positivos, en 2017 solo hay 272. Además, ese crecimiento anterior a la crisis no ha sido capaz de corregir los desequilibrios demográficos, entre los que destaca la elevada tasa de envejecimiento (Figura 4), que, de alguna manera, si se compara con los municipios dinámicos (Figura 3), aparece como un negativo de estos.

Figura 4. Tasa de envejecimiento en los municipios rurales de Castilla y León en 2016



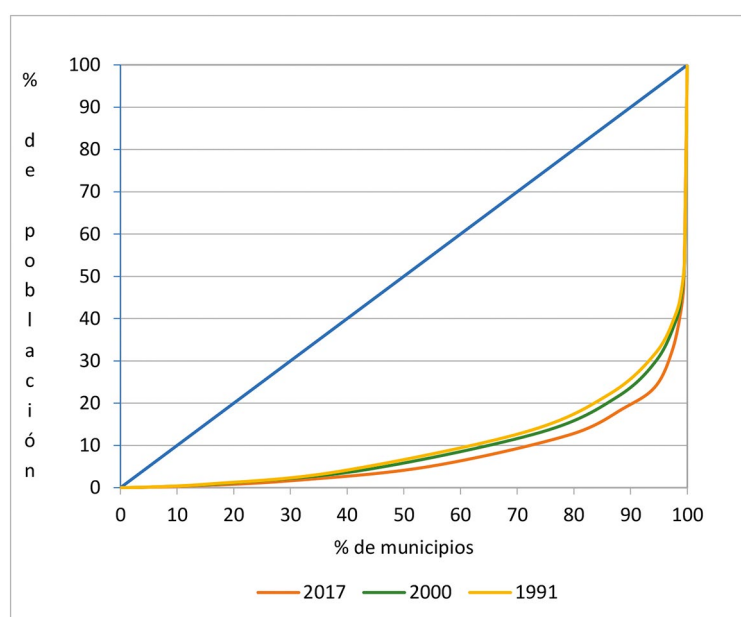
Fuente: INE, Padrón de habitantes 2016. Elaboración propia

12 La población inmigrante extranjera en Castilla y León, en 2011, con 171.554 personas, representa solo el 6,7% de la población total, frente a casi el doble en toda España (12,2%). Sin embargo, a pesar de la escasez de estudios sobre este asunto, la mayoría de estos inmigrantes van a las ciudades y, cuando se asientan en los pueblos, lo hacen como pastores, o como albañiles, o como empleadas de hogar (las mujeres), pero, tan pronto como pueden, terminan emigrando a la ciudad (Delgado, 2012).

De hecho, los pensionistas y los ancianos son una parte significativa de la población de esas áreas rurales envejecidas (29,7% del total), donde se alcanza un índice promedio de vejez de 309,3, frente a una media de 124 en España, o de 203 en Castilla y León.

No es seguro que la tendencia positiva anterior a la crisis se retome en el futuro, pues desde 2009 está disminuyendo el número de municipios rurales que ganan población y, como conjunto, no han dejado de perder habitantes durante este siglo. Así, entre 2001 y 2017 han perdido más de 116.000 (casi un 12%). Estos datos corroboran que la tendencia al crecimiento de la población es coyuntural, no consolidada y, sobre todo, que afecta solo a los territorios privilegiados, es decir, a las áreas rurales situadas en los ejes o franjas de fuerza, contribuyendo a potenciar la dualidad del espacio rural. En sentido contrario, el poblamiento resiste sin problema, ya que, mientras la población disminuye, los pueblos y el resto de los núcleos se mantienen y crecen. La Figura 5 pone en relación el número y tamaño de los municipios con el grado de concentración demográfica en tres fechas distintas: 1991, 2000 y 2017. Los municipios menores de 100 habitantes han crecido en número, por pérdida de población de los más grandes, con lo que su proporción ha pasado del 16% de los municipios en 1991 al 30% en 2017. En cambio, su peso en población, aunque también ha crecido, lo ha hecho mínimamente, pues ha pasado del 1% en 1991 al 2% en 2017, porque cada vez la población rural se dispersa más en unidades más pequeñas. Los municipios de cierto tamaño (de 500 a 1000 hab; algunos de los cuales ejercen de cabeceras o centros comarcales), han perdido entidad, ya que han caído desde un 26% al 19% en las mismas fechas.

Figura 5. Población y poblamiento en Castilla y León 1991 a 2017



Fuente: INE, Padrones de Habitantes de los años respectivos. Elaboración propia

3.2. La permanencia de los pueblos y su crecimiento en viviendas y urbanizaciones: la cara amable de la nueva ruralidad

Según el INE, en 2015 había 8.333 unidades de población en Castilla y León, de las cuales una cuarta parte se califica como “poblamiento disperso” y las otras tres cuartas (5.913) como concentrado. Estas cifras representan un ligero aumento en comparación con el año 2000 (Tabla 1).

En tanto que la población regional ha ido creciendo ligeramente (hasta 2009) y la población rural disminuyendo, el número de asentamientos ha ido aumentando, hecho relacionado en parte con la inscripción como unidades poblacionales de residencias secundarias, casas y urbanizaciones. El número de unidades, por lo tanto de pequeño tamaño, distribuidas por todo el espacio regional, genera dificultades de articulación territorial, de acceso a los servicios y de mantenimiento de un mínimo de infraestructuras.

Las unidades poblacionales dispersas en una región de poblamiento principalmente concentrado como Castilla y León no tienen importancia. Representan el 28% de los núcleos, con menos del 1% de la

población. Se encuentran principalmente en la provincia de Salamanca, León, Zamora, Segovia y Burgos, y son básicamente granjas, dehesas de pastos, estaciones y otros elementos individuales, por lo general sin ningún habitante registrado, ya que tienen un uso esencialmente estacional.

Tabla 1. La permanencia del poblamiento

	Poblamiento concentrado en 2015			Poblamiento disperso en 2015		
	(Número de entidades y habitantes)			(Número de unidades y habitantes)		
Nº total	5.913		2.450.470	2.420		21.582
Tamaño (habitantes)	Nº de unidades poblacionales	% de las U.P.	% de habitantes	Nº de unidades poblacionales	% de las U.P.	% de habitantes
0	88	1,49	0	984	40,66	0,00
De 1 a 9	607	10,27	0,13	1.042	43,06	18,71
De 10 a 49	2.164	36,6	2,30	329	13,6	29,26
De 50 a 99	1.077	18,21	3,11	39	1,61	12,29
De 100 a 199	871	14,73	5,04	15	0,62	9,38
De 200 a 499	661	11,18	8,30	7	0,29	9,42
De 500 a 999	218	3,69	6,28	3	0,12	9,98
De 1.000 a 1.999	111	1,88	6,37	-	-	-
De 2.000 a 4.999	66	1,12	8,33	1	0,04	10,95
De 5.000 a 9.999	28	0,47	7,58	-	-	-
>=10.000	22	0,37	52,56	-	-	-

Fuente: INE, Nomenclátor 2015. Elaboración propia

La red de poblamiento concentrado es fundamental (71% de las unidades poblacionales y 99% de la población) y constituye la estructura básica de los asentamientos regionales. Los núcleos de tamaño muy pequeño son claramente dominantes, con más del 21% por debajo de 10 habitantes y más del 90% por debajo de 500 habitantes registrados. De hecho, solo se pueden considerar urbanas 22 entidades, según los criterios estadísticos del INE, que establece el umbral de lo urbano en los 10.000 habitantes, y corresponden a las nueve capitales de provincia, a otras ciudades de importancia industrial como Ponferrada, Aranda de Duero, Miranda de Ebro, o a centros de servicios comarcales como La Bañeza, Astorga, Benavente, Medina del Campo, Béjar y Ciudad Rodrigo, que también tienen industrias tradicionales; y en última instancia, se corresponden con algunos núcleos periurbanos, como Laguna de Duero, Arroyo de la Encomienda, Trobajo del Camino y Santa Marta de Tormes.

En todo caso, ya se trate de poblamiento urbano o rural, está creciendo el número de unidades poblacionales. Este fenómeno en los pueblos —con sus núcleos, barrios y casas— obedece a la expansión de lo que se ha denominado el «uso temporal del territorio», que no es más que el mantenimiento, recuperación y construcción de viviendas temporales, vinculadas a la función turística de los espacios rurales.

3.3. La demanda de residencia temporal: una alternativa a los usos tradicionales de las zonas rurales de Castilla y León

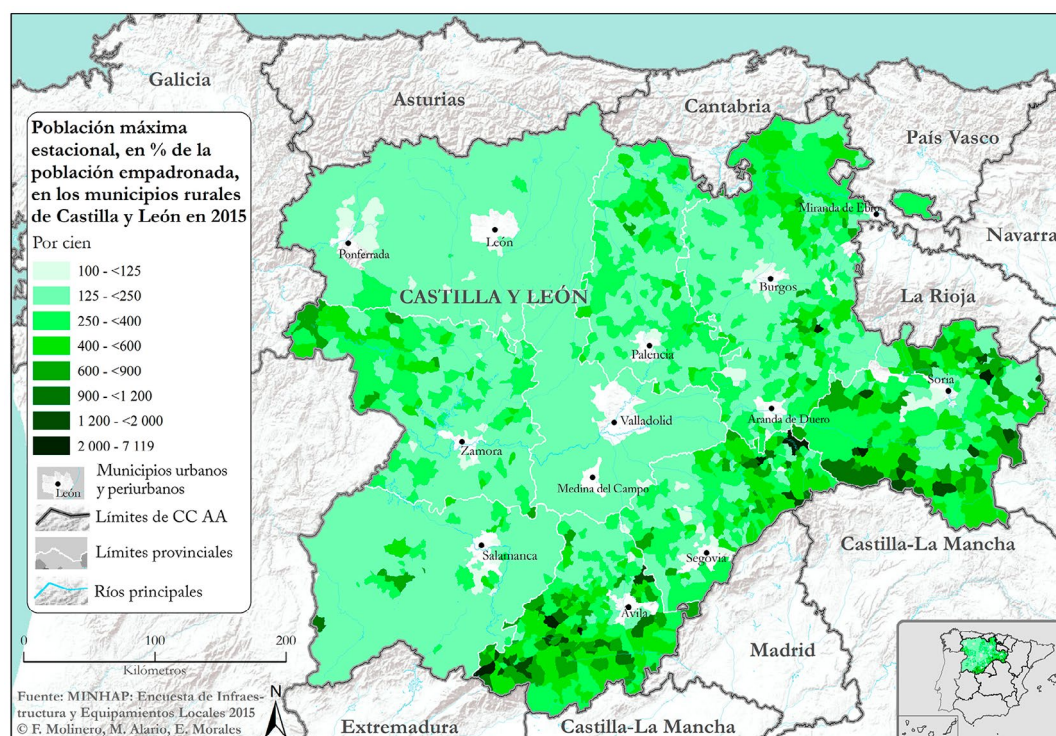
La tradición del ocio rural de los “hijos del pueblo” que, habiendo nacido en el pueblo, han emigrado y regresan durante las vacaciones o días festivos, justifica el retorno temporal de los emigrantes del éxodo masivo de los años 1960. Son la clave del mantenimiento de los pueblos e, incluso, los primeros demandantes de nuevas viviendas. Sin embargo, a esta corriente —muy estacional o temporal— se añade la de los nuevos turistas rurales, movidos por el deseo de naturaleza y por la tranquilidad del entorno rural en el que los servicios turísticos se ofrecen para satisfacer la demanda urbana. Sumamos a ambos movimientos el de los profesionales, también atraídos por la demanda de naturaleza, que aportan una nueva nota de diversidad. No obstante, el crecimiento consolidado de algunos municipios rurales se relaciona principalmente con los habitantes de las zonas periurbanas laxas, es decir, las que distan entre 100 y 150 km de Madrid, o entre 20 y 30 km de las ciudades regionales o de algunas comarcas y áreas dinámicas.

En primer lugar, cabe destacar que la población estacional de los municipios rurales, tal como se define en la Encuesta de Infraestructuras, alcanza un promedio de 203,5%, es decir, que los habitantes de julio y agosto, y de otros períodos vacacionales, multiplican por 2 el número de residentes en Castilla y León. Este promedio oculta diferencias notables y hasta radicales: el aumento de la población de los espacios más atractivos se multiplica por 10, e incluso hasta por 70. Debe tenerse en cuenta que son los municipios más pequeños los que más población estacional reciben en relación con su población fija, como se puede observar en la Figura 6. La distribución de los residentes temporales coincide en buena medida con los sectores territoriales privilegiados, ya vistos en la Figura 3. Como comprobamos precedentemente, la tasa de población máxima estacional alcanzaba valores un poco mayores en 2011 (221%, Alario, Molinero y Morales, 2014, pp. 408-409)

Este fenómeno está relacionado con un movimiento de especialización en residencias secundarias, que en los municipios más dinámicos se han convertido en principales, como se ve en el borde exterior de la zona de influencia madrileña, que va más allá del sur de la Cordillera Central y salta hacia el norte, a las provincias de Ávila, Segovia y Soria, afectando incluso a sus piedemontes y llanuras.

El movimiento es evidente también en el noroeste de Zamora y gran parte del norte de Palencia y Burgos y el nordeste de León. Sin embargo, es llamativo el hecho de que la Población Máxima Estacional corresponde, en la mayoría de los casos, a los municipios que están ganando habitantes (ver Figuras 6 y 3). Esta coincidencia espacial se relaciona con la fuerte expansión urbana, por un lado, y con el creciente atractivo de las zonas rurales, por otro; en particular, el atractivo de los pueblos más accesibles y que cuentan con buenos servicios, por una parte, y, por otra, el de los que gozan de un notable patrimonio natural o paisajístico, a pesar de la poca accesibilidad, como sucede en la montaña de Soria o la alta montaña de Palencia y León, o Sanabria en Zamora.

Figura 6. Tasa de población estacional en los municipios rurales de Castilla y León (2015)



Fuente: MINHAP, Encuesta de Infraestructuras y Equipamientos Locales 2015. Elaboración propia

La consecuencia de este atractivo es la proliferación de urbanizaciones en algunos casos, o de edificios recuperados, restaurados o construidos *ex novo*, en otros.

El crecimiento de las residencias secundarias en áreas de borde urbano y en otras de atracción rural es un hecho indiscutible, como lo confirma el análisis de los Censos de Población y Viviendas. Hay que destacar que los municipios de entre 2.000 y 20.000 habitantes —la mayoría de ellos rurales— tienen un

mayor grado de renovación de la vivienda, por más que en ellos predominan las casas vacías, a diferencia de lo que ocurre en los más pequeños (Tabla 2). En total, la tasa de renovación o construcción nueva entre 2002 y 2011 fue muy alta, en la mayoría de los casos superior al 20%, llegando a más del 40% en los municipios más grandes, que ofrecen las mejores perspectivas y servicios a la población flotante.

Las formas, localización y características de estas viviendas (tipo, edad, equipamiento...) tienen un efecto singular en la organización de los pueblos, especialmente notable en el nacimiento de nuevos barrios periféricos y en el abandono de las zonas centrales, lo que provoca profundos contrastes morfológicos (apariciencia claramente urbana y abandono de formas tradicionales). Hay algunas excepciones, sin embargo, especialmente en el caso de los Pueblos Rojos y Negros de Soria, Segovia, Guadalajara y en la Sierra de Candelario-La Alberca (Salamanca), Covarrubias (Burgos), o en algunas comarcas de montaña...

Esta renovación afecta a un total de 183.495 casas construidas después de 2002, o el 18% del total de viviendas, en los municipios menores de 20.000 hab, cuyo número sobrepasa el millón (Tabla 2). Este hecho muestra un dinamismo considerable, ya que la España rural y, en particular Castilla y León, han hecho un gran esfuerzo inversor en la renovación de la vivienda y, como veremos más adelante, esto ha causado que haya una mayor proporción de empleados en el sector de la construcción que en las áreas urbanas, a pesar de que muchas casas están vacías.

Tabla 2. Número de residencias principales, secundarias y casas vacías, según el año de construcción y el tamaño del municipio. Castilla y León 2011

Año de construcción	Tamaño municipal (en número de habitantes) *							Total <20.000	Total >20.000
	<100 hab	101-500	501-1.000	1.001-2.000	2.001-5.000	5.001-10.000	10.001-20.000		
Residencias principales									
<i>Total</i>	17.030	116.760	74.115	74.250	87.760	88.860	49.820	508.595	529.375
Antes de 1900	3.830	16.645	6.585	5.285	3.780	1.820	710	38.655	3.820
1900-1950	4.225	24.585	13.185	10.635	8.380	4.705	2.730	68.445	21.810
1951-2001	7.070	60.110	41.400	42.200	52.935	58.110	28.635	290.460	393.235
2002-2011	1.110	12.670	11.020	14.340	20.145	22.015	16.555	97.855	89.265
Residencias secundarias									
<i>Total</i>	27.620	125.575	66.055	45.515	45.905	33.910	10.300	354.880	67.465
Antes de 1900	5.145	16.295	5.880	5.275	2.925	560	400	36.480	1.120
1900-1950	7.170	27.890	12.365	8.430	5.790	2.200	1.095	64.940	3.735
1951-2001	11.790	62.525	36.635	24.360	27.980	23.985	6.060	193.335	50.070
2002-2011	2.415	16.420	10.195	6.905	8.250	6.750	2.645	53.580	11.725
Casas vacías									
<i>Total</i>	5.945	33.125	19.600	20.610	27.145	25.305	16.020	147.750	110.695
Antes de 1900	2.040	7.655	3.115	2.600	2.310	1.280	475	19.475	2.220
1900-1950	1.910	10.520	5.770	5.050	5.020	3.180	1.680	33.130	10.980
1951-2001	1.540	11.275	7.170	8.195	13.015	13.265	7.290	61.750	68.885
2002-2011	355	3.325	3.430	4.495	6.660	7.300	6.495	32.060	26.895

* No ha sido posible utilizar el umbral de 30.000 habitantes, porque la fuente no lo toma en consideración. N.B.: Los totales no casan con la suma de los valores parciales porque falta un pequeño número de viviendas sin fecha de construcción

Fuente: INE, Censo de Población y Viviendas 2011. Elaboración propia

Al mismo tiempo, progresivamente se está desarrollando otro tipo de edificios rurales que contribuyen a renovar y mejorar el parque de viviendas: las casas rurales, a las que se suman otros alojamientos turísticos.

En efecto, Castilla y León, por su extensión territorial, es la región con mayor número de «casas rurales» de España. Sin embargo, la recuperación de casas antiguas o la construcción de otras nuevas puede considerarse una moda impulsada, en gran medida, por las ayudas de la Política de Desarrollo Rural de la UE, que se han venido concediendo desde los años 90. Esta dinámica afecta a muchos pueblos, con una concentración en las aldeas de interés ambiental o cultural. Además, este tipo de casa se construye a menudo con un estilo más respetuoso con la arquitectura popular y con el ambiente que las viviendas

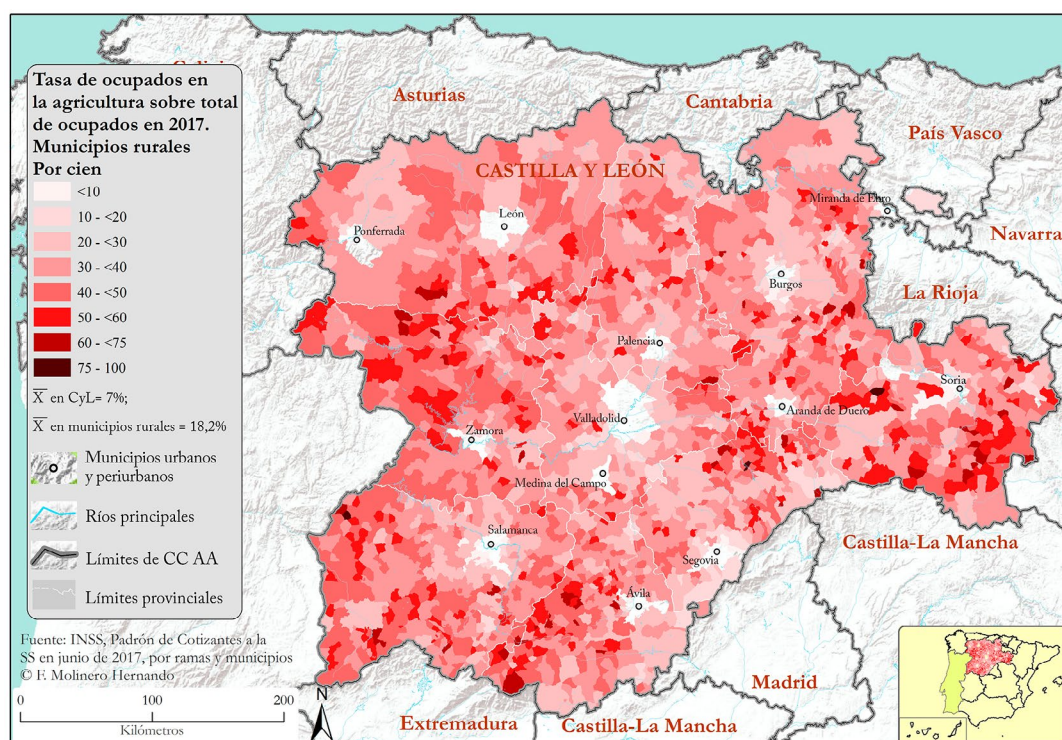
normales —en muchos casos se trata de rehabilitación de edificios preexistentes—, ya que utilizan materiales de construcción locales, se basan en estructuras con vigas maestras de madera cubiertas con un tejado noble, de teja o pizarra, etc.

Las plazas de turismo rural disponibles en la región (en 2015) se localizan principalmente en pueblos pequeños, porque el cliente busca la tranquilidad que espera encontrar con mayor facilidad en ese tipo de asentamientos. Así, el 94% de las 29.500 plazas de turismo rural regional se encuentran en pueblos de menos de 2.000 habitantes, sobre un total de 50.539 plazas de alojamiento rural, aunque las habitaciones de hotel, que no están incluidas en el turismo rural, tienden a concentrarse en los núcleos más grandes, especialmente en los pueblos de más de 2.000 habitantes, que suman un cuarto de este tipo de alojamiento en 80 núcleos.

La mayoría de estos alojamientos está orientada a cubrir la demanda externa, de origen urbano y con poca o ninguna relación con los núcleos visitados. Castilla y León recibió un total de 651.917 turistas en alojamientos rurales regulados en 2015, la mayoría procedentes de Madrid (49,5%) y de centros urbanos de la región (17%), lo que la sitúa a la cabeza de España por número de visitantes. Sin embargo, se mantiene el gran problema de la reducida duración de las visitas y de la alta temporalidad, así como la baja tasa media de ocupación, por debajo del 14% anual.

Esta demanda es muy dispar. Afecta a ciertos sectores de las montañas regionales, sobre todo a la Montaña Palentina y a las Montañas de Burgos, y especialmente a la Cordillera Central, por su proximidad a Madrid, así como a otras comarcas con un atractivo natural, como a La Alberca o Sanabria, a los Picos de Europa o a algunas rutas y ejes singulares, como el Camino de Santiago o la Ribera del Duero. El resto de la región, especialmente sus áreas llanas, no recibe tantos turistas rurales, aunque en general todas las zonas rurales de Castilla y León son destinos turísticos para antiguos emigrantes.

Figura 7. El empleo agrario en los municipios rurales de Castilla y León en 2017



Fuente: INSS, Padrón de cotizantes a la Seguridad Social en junio de 2017, por régimen, municipio y actividad. Elaboración propia

Todos estos aspectos tienen implicaciones para el empleo rural y las actividades económicas, porque, habiendo caído el empleo agrario a tasas regionales muy bajas (7%), en las áreas rurales se mantiene muy alto (18,2%), pues en ellas la diversificación económica se ha producido por una disminución de los empleos agrarios acompañada por el crecimiento del resto de empleos. El peso del empleo agrario es abrumador, especialmente en las áreas de las llanuras centrales. Casi un tercio de los municipios regionales,

sobre todo los más pequeños, alcanza una tasa de ocupación agraria de más del 50%, lo que hace que una gran parte del territorio esté marcada aún por esas actividades (véase Figura 7), que incluso han crecido ligeramente en número de trabajadores durante la crisis. Por ello, cualquier nueva actividad económica tiende a modificar el paisaje socioeconómico dominante.

En conjunto, la contracción del mercado laboral en las áreas rurales de Castilla y León ha sido muy fuerte. Como resultado, hay unos 296.600 trabajadores consolidados (en junio de 2017), a los que se les puede sumar unos miles más, durante el verano, especialmente en los sectores de la restauración y del turismo rural. De ahí que las 3.323 casas rurales y centros de turismo rural (en 2015) tienen un impacto no despreciable. Lo mismo sucede con otras actividades nuevas o antiguas, incluida la construcción, en la que trabaja un número de operarios (albañiles y peones) bastante por encima de lo esperable y, en todo caso, muy superior al de la ciudad en términos relativos, pues alcanza 10% de todo el empleo, frente a una media regional del 7%; en ambos casos está por debajo de las tasas alcanzadas hacia 2010, que sumaban tres puntos porcentuales más que hoy, en función precisamente de la pujanza que tuvo el sector de la construcción de viviendas y residencias secundarias.

3.4. Nuevos habitantes y nuevas actividades económicas en los espacios rurales

En este contexto de atonía demográfica y económica, durante las últimas décadas, y especialmente durante el siglo XXI, ha llegado a las zonas rurales un contingente de nuevos habitantes que están introduciendo algunos cambios de gran interés. No constituyen un grupo homogéneo, ya que unas veces se trata de parejas jóvenes que se instalan bien en las áreas de influencia de las ciudades, o bien en áreas del rural profundo donde buscan una mejor calidad de vida y, sobre todo, viviendas más baratas, y otras se trata de jubilados que regresan a sus pueblos de origen donde tienen una residencia temporal que se convierte en definitiva. Pero el grupo de mayor importancia cualitativa es el de los neorrurales, residentes urbanos que optan por un cambio de vida, instalándose en un asentamiento rural, donde buscan también una nueva forma de desarrollo personal y profesional.

En el primer caso, la importancia cuantitativa de los recién llegados a áreas periurbanas distantes de la ciudad central es inconfundible, y su importancia demográfica y económica para los espacios que los albergan es innegable. Constituyen una abrumadora mayoría de los aproximadamente 94.000 nuevos habitantes que, desde los centros urbanos, han mudado sus hogares a municipios de menos de 2.000 habitantes en Castilla y León (Morales, 2016). Allí trabajan en una amplia gama de ocupaciones, principalmente en servicios personales, actividades culturales o de ocio y deporte. Entre las numerosas iniciativas puestas en marcha en los pueblos del sur de las provincias de Segovia y Ávila se pueden tomar como ejemplo las de muchos clubes ecuestres que ofrecen paseos turísticos; o las empresas de jardinería y servicios de cuidado de animales, así como diversas actividades deportivas. No todos estos nuevos pobladores practican una actividad profesional en los pueblos en los que se establecen, ya que algunos viven en el campo pero trabajan en la ciudad, y su estilo de vida y relaciones siguen siendo en gran parte urbanos, lo que incluso genera cierto aislamiento y una integración débil en la sociedad rural que los acoge, a diferencia de lo que sucede con los verdaderos neorrurales.

Estos neorrurales, son nuevos residentes rurales que han elegido, voluntaria y conscientemente, la integración en áreas rurales para desarrollar su vida privada y profesional. Los motivos que los llevan a establecerse en un entorno rural —a veces cambiando completamente sus vidas—, son muy diversos, pero todos buscan la armonía con la naturaleza y la calidad de vida. Con un número que tiende a crecer, estos neorrurales forman un grupo pequeño y diverso. Aunque carecemos de fuentes oficiales que permitan una estimación cuantitativa, es evidente que se trata de un grupo muy pequeño, que no sobrepasará las 500 familias en la región, como decimos en el apartado metodológico.

Hemos suplido la falta de estadísticas mediante el trabajo de campo para conocer las motivaciones y la dinámica de este grupo especial. Para ello hemos seleccionado 144 casos, distribuidos por todo el territorio regional, para realizar otras tantas entrevistas directas. Hemos comprobado que el atractivo de lo rural afecta tanto a hombres (49,3% de la muestra) como a mujeres (50,7%), con un claro predominio de adultos jóvenes (más de dos tercios de la muestra), la mayoría de ellos en pareja, con niños en más de la mitad de los casos, y a menudo con un título de educación superior (Morales, 2016).

Las razones del cambio de residencia son a veces profesionales; otras, ambientales o familiares, pero en cualquier caso estas personas buscan mayor tranquilidad, calidad de vida y tener más tiempo libre para

sí mismos y para su familia, especialmente cuando tienen niños pequeños o quieren tenerlos. También pretenden, a veces, cambiar radicalmente sus vidas, lo que en muchos casos exige una reorientación profesional o, al menos, una mutación de sus condiciones de trabajo. Todo esto los lleva a preferir pueblos de muy pequeño tamaño (96% de menos de 500 habitantes), donde piensan que será más fácil cumplir con esas condiciones. Un tercio de las personas neorrurales aducen motivaciones ambientales; 26%, profesionales; 16%, familiares.

Aunque el asentamiento de los primeros neorrurales en Castilla y León se remonta a los años 1960 y 1970, es esencialmente un fenómeno muy reciente, ya que la mayoría se trasladó al campo durante la última década. Así, la mayor afluencia corresponde a los años 2006, 2007 y 2009, que coincide, en parte, con el período de crisis económica, durante el cual el medio rural se percibe como un espacio de oportunidades en el que no solo el coste de la vida es mucho menor, sino también se ve como un lugar en el que hay buenas posibilidades de encontrar un trabajo.

Desde el punto de vista del empleo, el 66% de las personas neorrurales son activas. Se trata de adultos jóvenes, con educación superior y origen urbano, lo que explica la alta tasa de ocupación y el peso de los servicios como actividad profesional (83%); frente al mero 8% que se emplea en la agricultura, y el resto en la industria y la construcción.

Muchos de estos grupos están tratando de recuperar actividades y oficios tradicionales, mientras pocos de los nuevos habitantes se dedican a la agricultura (excepto en su vertiente orgánica), porque todavía hay demasiada presión sobre la tierra y ni siquiera hay espacio suficiente para los agricultores convencionales existentes en la actualidad.

Con respecto a los servicios, es significativo que, con la excepción de los orientados a la salud y al turismo, las otras ramas de actividad mantengan un cierto equilibrio, aunque destaque nítidamente el comercio. Está claro que las mujeres no ejercen en la agricultura o la construcción, mientras que tienen el doble de ocupación que los hombres en el campo de la administración y la gestión; en las otras ramas (hotelería, restauración, comercio, artesanía, etc.) hay una tendencia hacia el equilibrio de género.

En muchos casos mantienen la actividad que practicaban en la ciudad, o bien comienzan una nueva, con espíritu empresarial. Es el caso de una pareja de profesionales de Gamones (Zamora), quienes migraron al campo en busca de una forma de vida diferente. Es una pareja casada, que se mudó a una aldea de Sayago hace unos años. Él desarrolla una actividad de diseño gráfico mediante el teletrabajo; ella se dedica a la cerámica, una profesión de gran tradición en la comarca de Sayago.

En la provincia de Palencia, encontramos varios ejemplos de neorrurales, uno de ellos en el pueblo de Población de Arroyo: una pareja de nacionalidad española (hombre) y venezolana (la mujer) que tomaron la decisión de ir a vivir a esta comarca con sus hijos, para dedicarse a la recolección de hierbas silvestres y a la preparación de productos para la medicina alternativa. Cerca de aquí hay otro caso, el de dos parejas instaladas en el municipio de San Martín de Perapertú que, hartas de la vida y el estrés de la ciudad, desarrollaron un proyecto de turismo rural, mediante la recuperación de una casa y la oferta de servicios de turismo activo en el campo, para lo que aprovecharon no solo los recursos del territorio (riquezas geológicas), sino también su propia formación de educadores ambientales y geólogos.

En la provincia de León, en el pueblo de Maraña, al sur de los Picos de Europa, encontramos una pareja de jóvenes con niños, que ha construido un conjunto de alojamientos rurales —las cabañas patagónicas— con un estilo no tradicional, pero funcional. Otra categoría que merece mención es la de estos nuevos residentes que cambian radicalmente sus vidas, como es el caso de un grupo de personas que se asentaron en la pedanía de Las Machorras (municipio de Espinosa de los Monteros, Burgos), dejando su vida consumista para desarrollar una forma de vida basada en la soberanía alimentaria, el trueque, la reconstrucción de antiguas cabañas pasiegas, etc. En este movimiento podemos incluir las «eco-aldeas», al estilo de las iniciativas colectivas que en la década de 1960 realizaban las comunas *hippies*; tal es el caso de la de Matavenero (el Bierzo, León), Amayuelas de Abajo (Palencia), que reivindican la vida en comunidad, siguiendo el movimiento del *BBBFarming* o *Big Brother Bio Farming* y otras asociaciones similares, que desarrollan todo tipo de actividades, desde la agricultura orgánica o la elaboración de panes especiales, mermeladas de frutas silvestres, hasta las de artesanía de la madera, el cuero y el hierro.

Los ejemplos, aunque en la actualidad todavía son pocos, van en aumento, si bien es seguro que habrá nuevos profesionales que elijan esta forma de vida, lo que ayudará a cambiar la estructura ocupacional de algunos de los municipios rurales más pequeños en los que se asientan.

4. Discusión de resultados

El problema de la despoblación rural es recurrente; desde que la Comisión Europea se planteó revertirla en su manifiesto sobre el futuro del mundo rural de 1988 se han ido sucediendo proclamas, programas y planes para no solo frenar la salida del campo, sino también para aumentar los flujos de inmigrantes rurales y diversificar la actividad económica de los pueblos. El eco periodístico, por otro lado, ha resultado intenso y hasta desmesurado. En España, en concreto, desde que el periodista Sergio del Molino publicara su obra sobre la España vacía (Molino, 2016), secundada por la de Paco Cerdà —*Los últimos*— sobre la “Laponia española” (2017), ha habido numerosas organizaciones y colectivos que han tomado conciencia del grado de depresión y abandono de muchas áreas rurales, olvidándose de otras con dinámica y situación muy distintas.

Para el caso de los espacios de la España interior, intensamente afectados por el problema de la despoblación, recientemente, desde el Comisionado del Gobierno frente al Reto Demográfico, se insiste en la necesidad de abordar los efectos de la despoblación, del envejecimiento y de la población flotante para dar una respuesta coherente (Corral, 2018). Ciertamente, como hemos podido comprobar, la despoblación es manifiesta, pues cada año mengua el número de habitantes rurales. El envejecimiento, por su parte, es una consecuencia evidente de la emigración y el éxodo rural que afecta al campo español desde 1959 y que supuso la salida de familias enteras y que continuó con la pérdida de población joven en busca de trabajo en la ciudad. La desestructuración demográfica consecuyente, junto a la modernización y tecnificación agrarias han contribuido a reducir el número de activos y de puestos de trabajo, lo que ha acabado expulsando a los colectivos más jóvenes, cada vez más formados y poco interesados en permanecer en sus pueblos, sobre todo si se tienen en cuenta que la agricultura moderna exige explotaciones bien dimensionadas, que no paran de crecer en tamaño y que funcionan con menos trabajadores. En definitiva, el medio rural del interior de España se ha convertido en un refugio de jubilados, con tasas de envejecimiento ($>65/<15$)*100) que llegan al 800%, incluso más, y que continúan con pocas perspectivas de renovación.

Con este panorama, la pregunta desde todas las instancias es la misma: ¿qué hacer para revertir la situación? Es llamativo que la Agenda 21 propusiera ya la recuperación de la población rural y que, por el contrario, la realidad demuestra que los pueblos del interior español han continuado perdiendo habitantes. La Junta de Castilla y León ha financiado estudios para la recuperación de la población rural desde que comenzó el siglo XXI (véase Estrategia de lucha contra la despoblación, 2005, y la Agenda para la población de Castilla y León 2010-2020); sin embargo, no menciona el problema de la despoblación en sus leyes de ordenación del territorio.¹³ Por su lado, el Consejo Económico y Social ha hecho lo mismo, como lo ponen de manifiesto los informes coordinados por J.M. Delgado (años 2005, 2012), si bien con fines más prospectivos que aplicados. Pero el clamor ha sido general, tanto que a escala europea, el ESPON (organismo encargado de la Cohesión Territorial en la UE) ha publicado el informe sobre los saldos demográficos a escala de Unidades Administrativas Locales —LAU— para la Unión Europea, en el que se diagnostica y se observa la pérdida generalizada de población rural, aunque con algunas excepciones llamativas como las de Irlanda y Francia (excepto en el caso del Macizo Central). Asimismo, ya citamos anteriormente que la preocupación por la despoblación rural llevó al Senado de Francia a encargar un estudio sobre el tema, con la conclusión de que ya se había terminado el éxodo y comenzado la recuperación. La preocupación política es indudable, pero los resultados son ambivalentes, porque los progresos solo han afectado a las áreas rurales más próximas a los ejes y áreas de fuerza demográfica y económica. Parece que se necesita un cierto potencial demográfico, una densidad por encima de los 25 a 30 hab/km², para que se pueda hablar realmente de posibilidades de recuperación.

13 Sí lo menciona expresamente en el Capítulo IV, art. 16 del Estatuto de Autonomía, sobre los *Principios rectores de las políticas públicas de Castilla y León*, donde, en su punto 9, propugna “la lucha contra la despoblación, articulando las medidas de carácter institucional, económico, industrial y social que sean necesarias para fijar, integrar, incrementar y atraer población”. No obstante, ni en la Ley 10/98 de Ordenación del Territorio de Castilla y León se considera este fenómeno, ni tampoco en la Ley 7/2013, de 27 de septiembre, sobre Ordenación, servicios y gobierno del territorio de la Comunidad de C. y L., aunque sí toma en consideración esta variable cuando se crean las UBOST (Unidades Básicas de Ordenación y Servicios del Territorio) al amparo de esa Ley para gestionar entidades de “baja densidad”, entre las que considera las que tienen menos de 15 hab/km².

Más importancia ha concedido el gobierno regional a la *Estrategia de lucha contra la despoblación*, vigente en la Comunidad Autónoma entre 2002 y 2009, que fue luego sustituida por la Agenda para la Población 2010-2020, aprobada por el Consejo de Gobierno de la Junta de Castilla y León en marzo de 2010. Desde otras fuerzas políticas y agentes y colectivos sociales de la región se han elaborado también documentos y planes de concienciación y actuación frente a este problema tan destacado.

Y si el diagnóstico de los problemas del medio rural es evidente, la dificultad está en plantear alternativas. La fijación y atracción de nuevos residentes pasaría, en primer lugar, por favorecer la accesibilidad física, mediante infraestructuras, a todos los territorios y, en segundo lugar, por potenciar la accesibilidad telemática y, en tercer lugar, se necesitaría una diversificación económica que generase puestos de trabajo adecuados a las necesidades de los nuevos perfiles de población rural.

En lo que se refiere a la accesibilidad física, mediante carreteras y otras infraestructuras, el problema se plantea sobre todo en los pueblos de montaña, con fuertes desniveles y pendientes, que, por más que la UE lo tratara ya en 1975 como un serio freno al desarrollo rural (Directivas 75/268, 269 y 276 sobre Agricultura de Montaña y Áreas Desfavorecidas), la situación no recibe una respuesta válida, por mor del gasto excesivo y de su baja rentabilidad económica y social. Este es uno de los grandes retos, que se agrava con el paso del tiempo, porque la pérdida de habitantes hace más difícil la inversión en infraestructuras, por lo que solo cabe pensar en una red viaria jerarquizada.

En cuanto a la accesibilidad telemática, hoy se podría dar una cobertura de banda ancha por satélite para Internet a todo el territorio, con más de 30 Mbps, a un precio asequible (30 €/mes) según EURONA,¹⁴ pero esta condición, siendo necesaria, no es suficiente para conseguir una dinámica positiva. El grado de cobertura actual afecta a la mayor parte de la población de Castilla y León, aunque queda en sombra una porción significativa de su territorio, precisamente la más difícil. En el mismo sentido la Consejería de Fomento y Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León, aplicando la Agenda Digital para Europa a Castilla y León, propone garantizar que, en 2020, toda la población tenga acceso a una red de velocidad mínima de 30 Mbps. Los datos oficiales de 2016 muestran que un 97,3% de la población de Castilla y León dispone de un servicio superior al universal de un mega; el 85,1%, superior a 10 megas; y el 65,3%, superior a 30 megas; en conjunto, una cobertura que crece tres puntos sobre la de 2015. El Consejero garantiza que en 2018 no habrá más que 80.000 personas sin conexión terrestre de más de 30 Mbps.¹⁵ Pero se debe tener en cuenta que las redes basadas en fibra óptica (HFC y FTTH) solo cubrían a un 59% de la población en 2017, a pesar de que las redes inalámbricas (tecnología UMTS con HSPA, o tecnología 4G con LTE) llegaban hasta el 99,5% de la población (Ministerio de Energía, Turismo y Agenda Digital, 2018, p. 2). En todo caso, la Junta está duplicando los esfuerzos económicos para llegar a todos los rincones con el 4G, lo que no garantiza que los posibles usuarios accedan a él, ya que se deben subvencionar antenas e instalación.

Por lo que respecta a la diversificación económica, hay que tener en cuenta a la población flotante, que representa, como se ha planteado en este artículo y en otros (Delgado y Martínez, 2014), una clara oportunidad de mantener vivo el territorio y de ocuparlo parcial y temporalmente. En este sentido, la población flotante representa un fenómeno de otra dimensión, por cuanto, al margen de la escasez de tiempo que pasa en los pueblos, que no suele llegar a tres meses al año, contribuye a mantener el pueblo vivo, con casas reconstruidas o nuevas, a veces con urbanizaciones completas, y, en todo caso, con una contribución nítida al sostén físico del poblamiento.

En segundo lugar, como plantean Sampedro y Camarero (2011 y 2016), no podemos soslayar el papel de los inmigrantes extranjeros, que pueden representar una solución, porque cubren un mercado laboral no cubierto por los españoles. Es lo que sucede en explotaciones ganaderas de ovino; también en actividades ligadas al viñedo y en otras tareas arduas de la agricultura intensiva. Son numerosos los bodegueros de Rueda o La Ribera del Duero que insisten machaconamente que, si no fuese por los inmigrantes, no podrían hacer muchas tareas vitícolas, que exigen dureza y sacrificio, como entre otras, las de separación de los vástagos de las alambres de las espalderas y recogida de sarmientos. No obstante, estos inmigrantes que trabajan en los pueblos vitícolas suelen quedarse a vivir en los núcleos más grandes y mejor dotados de servicios; no paran en los pequeños municipios en los que trabajan pero no residen. En todo caso, la afluencia de inmigrantes es insuficiente para cubrir las retiradas de pastores y agricultores jubilados y envejecidos que abandonan sus explotaciones porque se jubilan y porque son insuficientes para obtener rentas dignas sin mucho sacrificio.

14 Según Fernando Ojeda, consejero delegado del grupo EURONA, en Conferencia impartida el 14/11/2018 en la Escuela de Ingenieros Agrónomos de la UPM durante las jornadas *Feeding the World 2018*, con el tema *El papel de la innovación y la tecnología en el mantenimiento de la población en el medio rural*.

15 Consejería de Fomento de la JCYL Jornada sobre la Conectividad a Internet en el medio rural: retos, políticas y tecnologías. Recuperado de <https://www.europapress.es/castilla-y-leon/noticia-junta-duplica-2018-aportacion-ayudas-mejorar-cobertura-alta-capacidad-internet-cyl-20180319122112.html>

Finalmente, la llegada de neorrurales y nuevos residentes, en el sentido que lo hemos planteado en este artículo, es una opción clara, pero de poca entidad. Aunque los neorrurales buscan las áreas más recónditas, no son capaces de generar una dinámica positiva; y, en el caso de los nuevos residentes, normalmente van a asentarse también a las áreas más dinámicas y especialmente a las del periurbano laxo, donde encuentran vivienda y terreno barato y desde donde pivotan hacia la ciudad para temas laborales.

Por otro lado, en lo que se refiere a la diversificación económica de los espacios rurales, ya desde el LEADER I el turismo rural se plantea como una de las alternativas más interesantes. Efectivamente, se trata de una actividad que no para de crecer y la recuperación y mantenimiento de las casas, incluso la construcción de otras nuevas, está dando vida a muchos pueblos, por más que solo sea durante una parte del año. No es despreciable, pero no es suficiente ya que, en lo que a diversificación de rentas se refiere, el turismo rural está revelándose como un mero complemento de rentas y como una pequeña ayuda para mantener algún empleo, pero en ningún caso goza de potencia suficiente como para generar una alternativa económica en el ámbito rural.

Por otra parte, aunque no se han tratado en este trabajo, los servicios a la población se están consolidando como una interesante alternativa de generación de empleo rural, especialmente para mujeres. Hay que destacar, en primer lugar, la atención a los ancianos, hecho que podría representar una forma de crear empleo en los pueblos, aunque, en muchos casos se han creado sociedades de servicios que han caído en manos de grandes firmas, prestas a captar las ayudas asignadas por las administraciones regionales. Por otro lado, hay escasez de personal femenino con capacidad e interés de atender a los ancianos, ya que son trabajos poco adecuados a los niveles formativos actuales de las mujeres rurales, especialmente jóvenes.

Independientemente de las soluciones que se den, lo que los políticos no han planteado es pensar en el territorio en términos comarcales, en vez de municipales, porque los servicios tienen que estar concentrados y jerarquizados; no puede replicarse un mismo servicio en todos los municipios. Pero, a cambio, lo que se debe asegurar a los habitantes de la comarca es que tengan acceso, y en buenas condiciones, a esos servicios comarcales.

5. Conclusiones

El campo de Castilla y León, lo mismo que el de otras comunidades del interior de España, ha conocido profundas transformaciones durante el último medio siglo. El éxodo rural de los años sesenta y setenta acompañó a la modernización de la actividad agraria, que sufrió una desestructuración y mutación completas. Sin embargo, la pérdida de población no se ha acompañado, salvo excepciones, de la pérdida de núcleos de asentamiento. La densa red de aldeas y pueblos se ha mantenido e incluso ha aumentado en número de unidades de población.

Estos aspectos contradictorios se explican principalmente por el cambio de uso de las zonas rurales, que, después de haber pasado por un proceso de modernización de la producción desde mediados del siglo pasado, se han visto abocadas a otro de especialización, de modo que las tradicionales llanuras cerealistas se han especializado en una agricultura cada vez más moderna y menos intensiva en mano de obra, lo que ha llevado a una baja diversificación funcional y a una clara perturbación demográfica, que solo se ha salvado en algunos enclaves, franjas o zonas de riego o de viñedo, que requieren más mano de obra. Por el contrario, las zonas montañosas, forestales y ganaderas, donde la actividad agraria ha tenido mayores dificultades para adaptarse a un mercado moderno altamente competitivo, han sufrido no solo una disminución de la población, sino también una reducción considerable de su actividad agraria.

Estas zonas de montaña fueron precisamente las más favorecidas por las nuevas actividades y los nuevos usos del espacio rural. En algunos casos, como en el sur de la Cordillera Central, se debe a la proximidad de la metrópoli madrileña y al asentamiento de habitantes que viven en los pueblos y trabajan en la ciudad o al servicio de la ciudad. En otros casos, la tendencia inversa se debe a la importancia de la población estacional y del turismo rural. A todo ello se suman los nuevos habitantes, especialmente los neorrurales, que encabezan el nuevo paradigma rural. Su importancia actual es más cualitativa que cuantitativa, pero muestra que el espacio rural ejerce verdadera atracción, por más que debamos esperar hasta que los nuevos paradigmas socioeconómicos y territoriales ofrezcan más oportunidades para las zonas rurales. Por el momento, el renacimiento rural no se ha producido, como lo demuestran los múltiples planes de los políticos destinados a luchar contra la despoblación, a «repoblar» y a desarrollar el entorno rural regional.

La reasignación de las actividades recreativas y turísticas a las zonas rurales ha logrado mantener la red de asentamientos e incluso aumentar el número y la calidad de los edificios. Sin embargo, este proceso no ha mejorado las condiciones de vida de los habitantes permanentes de estos territorios, cuyo descenso lleva al desmantelamiento de todas las actividades y servicios, lo que finalmente elimina el atractivo rural, aunque muchos de estos servicios son desplazados a los centros comarcales, aquellos que tienen en torno a 2.000 habitantes o más. Por lo tanto, la tendencia actual es incierta, por más que estén creciendo los empleos en turismo, en agricultura ecológica, o en el uso temporal del espacio, en la artesanía y en la elaboración de productos de calidad, hechos que pueden contribuir a consolidar esta tendencia.

Mientras tanto, se ha creado una clara dualidad rural, que ha consolidado un espacio rural dinámico en las áreas de influencia de las grandes ciudades (Madrid) y ciudades medias (Valladolid, Salamanca, León, Burgos), además de en los bordes de carreteras y de algunos centros comarcales de servicios, frente a otro rural profundo, regresivo y envejecido, que diversifica su actividad económica en las zonas montañosas, pero que en las llanuras vive casi exclusivamente de la agricultura y de las pensiones de los jubilados.

Podemos decir, para acabar, que el renacimiento rural ha sido cualitativo y puntual, aunque el fracaso de este tercer modelo, o paradigma, de desarrollo rural dará paso a un cuarto, en el que el énfasis en la naturaleza y el ocio, asociado al teletrabajo, atraerá a más habitantes al campo; esto requerirá una reorganización y concentración de los servicios (de educación, salud, comercio, personales, de ocio, finanzas...), en tanto en cuanto que hoy son escasos, dispersos y poco accesibles.

Agradecimientos

Debemos expresar nuestro agradecimiento más sincero al Dr. D. André Humbert, profesor emérito de la Universidad de Lorena (Francia), por las sugerencias, correcciones y revisión por él realizada.

Referencias

- Alario, M. (2004). Caracterización y tipificación de los espacios rurales. En Consejo Económico y Social de Castilla y León, *Las mujeres en el medio rural de Castilla y León* (pp. 49-66). Valladolid: Consejo Económico y Social.
- Alario, M., Molinero, F y Morales, E. (2014). Nuevos usos residenciales en el espacio rural de Castilla y León. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 66, 397-422.
- Barrio, J. M. del (2013). De los problemas a los retos de la población rural de Castilla y León. *Revista Encrucijadas - Revista Crítica de Ciencias Sociales*, 6, 117-128.
- Camarero, L. A. (1993). *Del éxodo rural y del éxodo urbano, ocaso y renacimiento de los asentamientos rurales en España*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Cerdà, P. (2017). *Los últimos. Voces de la Laponia española*. Logroño: Pepitas de calabaza.
- Cloke, P. (2005). Conceptualizing Rurality. En P. Cloke, T. Mardsen & P. Mooney (Eds.). *Handbook of rural Studies* (pp. 18-28). London, California & New Delhi: SAGE Publications.
- Comisión Europea (1988). *El futuro del mundo rural*, COM, 88, 501 final.
- Consejería de Fomento de la Junta de Castilla y León (2018). Jornada sobre la Conectividad a Internet en el medio rural: retos, políticas y tecnologías. Recuperado de <https://www.europapress.es/castilla-y-leon/noticia-junta-duplica-2018-aportacion-ayudas-mejorar-cobertura-alta-capacidad-internet-cyl-20180319122112.html>
- Consejo Económico y Social de Castilla y León (2012). *Población y Poblamiento en Castilla y León, 1950-2010*. En J. M. Delgado Urrecho (Coord.). Valladolid: Junta de Castilla y León.
- Convenio Europeo Del Paisaje [CEP]. (2000). <https://tinyurl.com/yc9v5jfw>
- Corral, J. L. F. del (2 de noviembre de 2018). Castilla y León no ha tenido ninguna política para mantener población. *El Mundo Valladolid*. Recuperado de http://www.diariodevalladolid.es/noticias/castillayleon/castilla-leon-no-ha-tenido-ninguna-politica-mantener-poblacion_133535.html
- Delgado, J. M. y Caballero, P. (Coords.) (2005). *La situación de los nuevos yacimientos de empleo en Castilla y León* (pp. 361-414). Valladolid: Consejo Económico y Social de Castilla y León.

- Delgado, J. M. (2012). La evolución demográfica de Castilla y León: una trayectoria que refleja los rasgos y manifiesta las contradicciones del modelo español. En *Población y Poblamiento en Castilla y León* (pp. 301-530). Valladolid: Consejo Económico y Social de Castilla y León.
- Delgado, J. M. y Martínez, L. C. (2014). Importancia de la población flotante en los municipios rurales del interior peninsular. Análisis de la situación en Castilla y León. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 65, 207-229. <https://doi.org/10.21138/bage.1750>
- Echeverri, R. (2002). La nueva ruralidad (Doc. 21408/Vol. 1). Bogotá: Co-BAC.
- García Sanz, B. (1996). *La sociedad rural ante el siglo XXI*. Madrid: MAPA.
- García Sanz, B. (2003a). *La sociedad rural en Castilla y León ante el próximo siglo*. Valladolid: Consejería de Agricultura y Ganadería de la Junta de Castilla y León; 2ª ed., Consejería de Cultura y Turismo.
- García Sanz, B. (2003b). ¿Se acabó el éxodo rural? Nuevas dinámicas demográficas del mundo rural español. En F. García Pascual (Coord.). *La lucha contra la despoblación todavía necesaria, políticas y estrategias sobre la despoblación de las áreas rurales en el siglo XXI* (pp. 13-42), Lleida.
- García Sanz, B. (2011). *Ruralidad emergente, posibilidades y retos*. Madrid: MARM.
- Halfacree, K. (1993). Locality and Social Representation: Space, Discourse and Alternative Definitions of the Rural. *Journal of Rural Studies*, 9(1), 23-37. [https://doi.org/10.1016/0743-0167\(93\)90003-3](https://doi.org/10.1016/0743-0167(93)90003-3)
- Instituto Nacional de Estadística (INE). (1900-2017). *Censo de Población y Viviendas; Padrón de Habitantes; Nomenclátor: Población del Padrón Continuo por Unidad Poblacional* (censos de 1991, 2001 y 2011 y padrones de 2000 y 2010 a 2017). Recuperado de <http://www.ine.es>
- Instituto Nacional de Estadística (INE). (2015). *Encuesta de Ocupación en Alojamientos de Turismo Rural 2015*. Recuperado de <http://www.ine.es>
- Instituto Nacional de la Seguridad Social (INSS), Tesorería General (2017, 2015 y 2013). *Cuentas y trabajadores distribuidos por régimen y actividad CNAE-09 a dos dígitos. Junio de 2017, por municipios*. Para los 8124 municipios de España. Ídem para los años 2015 y 2013.
- Kayser, B. (1989). *La renaissance rurale*. Paris: Armand Colin.
- Linck, T. (2001). El campo en la ciudad: reflexiones en torno a las ruralidades emergentes. *Relaciones. Estudios de historia y sociedad*, 22(85), 86-104. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=13708504>
- Llambí, L. y Pérez, E. (2007). Nuevas ruralidades y viejos campesinismos. Agenda para una nueva sociología rural latinoamericana. *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 59, 37-61.
- Ley 45/2007, de 13 de diciembre, para el desarrollo sostenible del medio rural. BOE nº 299 de 14 de diciembre de 2007. Revisión vigente desde 21 de octubre de 2009.
- Martínez, M. J. (2010). Nueva ruralidad, la 'remake' del término pluriactividad. *Nómadas. Critical Journal of Social and Juridical Sciences*, 26(2). Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=18118916014>
- Ministerio de Energía, Turismo y Agenda Digital (2018). Datos particularizados de cobertura de banda ancha en Castilla y León en 2017. Recuperado de https://www.mincotur.gob.es/telecomunicaciones/banda-ancha/cobertura/Datos%202017/Castilla_y_Leon_2017.pdf
- Ministerio de Hacienda y Administraciones Públicas (MINHAP). (2016). *Encuesta de Infraestructura y Equipamientos Locales 2015*. Recuperado de <https://ssweb.seap.minhap.es/descargas-eiel/>
- Molino, S. del (2016). *La España vacía*. Madrid: Turner.
- Moliner, F. (2010). Las áreas rurales del interior de España frente al cuarto paradigma de desarrollo rural. En J. Mayol, L. Muntaner y O. Rullán (Eds.). *Homenatge a Bartomeu Barceló i Pons, geògraf* (pp. 441-457). Palma de Mallorca: Muntaner.
- Mora, J., Garrido, J. y Díaz, M. (2016). Dinámicas socio-espaciales y previsiones demográficas en la cuenca internacional del río Duero. *Cuadernos Geográficos*, 55(1), 221-238. Recuperado de <http://revistaseug.ugr.es/index.php/cuadgeo/article/view/2555/4759>
- Morales, E. y Alario, M. (2012). ¿Se puede hablar de nuevos pobladores en un medio rural como el de Castilla y León? Los incipientes cambios en los primeros años del siglo XXI. *Investigando en rural*. Actas del XVI Coloquio de Geografía Rural de Sevilla (pp. 207-216). Navarra: Ulzama Ediciones.

- Morales, E. (2014). Cambio de tendencia demográfica en una región tradicionalmente emisora de población. El caso del Nordeste de Segovia. *Revista de Estudios sobre Despoblación y Desarrollo Rural*, 17, 99-129.
- Morales, E. (2016). *Los nuevos pobladores en el medio rural de Castilla y León* (Tesis doctoral). Valladolid: Universidad de Valladolid.
- Nicoux, R. et Bailly, G. (2013). *Rapport d'Information fait au nom de la délégation sénatoriale à la prospective sur l'avenir des campagnes*. France: Sénat.
- Nogué, J. (1988). El fenómeno neorrural. *Agricultura y sociedad*, 47, 145-175.
- Nogué, J. (2016). El reencuentro con el lugar: nuevas ruralidades, nuevos paisajes y cambio de paradigma. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 62 (3), 489-502. <https://doi.org/10.5565/rev/dag.373>
- Ojeda, F. (14 de noviembre de 2018). *El papel de la innovación y la tecnología en el mantenimiento de la población en el medio rural. Los jóvenes, la llave del futuro en el campo*. Conferencia llevada a cabo en *Feeding the World 2018* en la Escuela de Ingenieros Agrónomos de la Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- Paniagua, A. y Hoggart, K. (2002). Lo rural, ¿hechos, discursos o representaciones? Una perspectiva geográfica de un debate clásico. *Información Comercial Española*, 803, 61-71.
- Palafox-Muñoz, A. y Martínez-Perezchica, M. G. (2015). Turismo y nueva ruralidad: camino a la sustentabilidad social. *Letras Verdes. Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales*, 18, 137-158. <https://doi.org/10.17141/letrasverdes.18.2015.1608>
- Pérez, E. y Farah, M. A. (2006). Nueva ruralidad en Colombia. En M. Hernández González, I. Meza Huacuja (Coords.). *Nueva ruralidad. Enfoques y propuestas para América Latina* (pp. 77-126). México D. F.: Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria.
- Ratier, H. E. (2002). Rural, ruralidad, nueva ruralidad y contraurbanización. Un estado de la Cuestión. *Revista de Ciencias Humanas*, 31, 9-29.
- Rauch, T. (2014). New ruralities in the context of global economic and environmental change -are small-scale farmers bound to disappear?. *Geographica Helvetica*, 69(4), 227-237. <https://doi.org/10.5194/gh-69-227-2014>
- Rieutort, L. (2012). Du rural aux nouvelles ruralités. *Revue Internationale d'Education de Sèvres*, 59, 43-52. <https://doi.org/10.4000/ries.2267>
- Rosas-Baños, M. (2013). Nueva ruralidad desde dos visiones de progreso rural y sustentabilidad: Economía Ambiental y Economía Ecológica. *Polis. Revista Latinoamericana. Ruralidad y campesinado*, 34. Recuperado de <http://polis.revues.org/8846>
- Sampedro, R. (2011). El asentamiento de inmigrantes extranjeros en el medio rural de Castilla y León, pautas territoriales y lógicas sociales. Recuperado de <http://www.fes-sociologia.com/files/congress/11/papers/2067.pdf>
- Sampedro, R. y Camarero, L. (2016). Inmigrantes, estrategias familiares y arraigo: las lecciones de la crisis en las áreas rurales. *Migraciones*, 40, 3-31. <https://doi.org/10.14422/mig.i40y2016.008>
- Walker, G. (2000). Urbanites Creating New Ruralities: Reflections on Social Action and Struggle in the Greater Toronto Area. *The Great Lakes Geographers* 7(2), 106-118.

Cita bibliográfica: Millán López, A. & Fernández García, F. (2018). Propuesta de un índice climático-turístico adaptado al turismo de interior en la Península Ibérica: aplicación a la ciudad de Madrid. *Investigaciones Geográficas*, (70), 31-46. <https://doi.org/10.14198/INGEO2018.70.02>

Propuesta de un índice climático-turístico adaptado al turismo de interior en la Península Ibérica: aplicación a la ciudad de Madrid¹

Proposal of a climate-tourism index adapted to inland tourism in the Iberian Peninsula: applied to the city of Madrid

Alfredo Millán López²
Felipe Fernández García³

Resumen

En la década de los 90 del siglo XX, en el caso de España, surge un nuevo concepto de turismo muy distinto al clásico del litoral —conocido por turismo de sol y playa—. Este turismo, al que se denomina turismo de interior, engloba un amplio espectro de actividades y recursos —culturales, patrimoniales, naturales, urbanos, rurales, negocios...— y ha protagonizado un importante auge en los últimos años, precisamente por la puesta en valor de todos estos recursos. Pero existe un recurso potencial que hasta ahora no se ha tenido en cuenta cuando se elaboran estudios sobre el turismo de interior en España: el recurso clima y su influencia sobre el confort de los turistas. En esta comunicación se presenta el desarrollo e implementación de un índice climático-turístico, denominado ICTI (Índice Climático Turístico de Interior) elaborado a partir de la modificación del TCI de Mieczkowski (1985). Se trata de un proceso de adaptación al turismo de interior en la Península Ibérica, en el que se pretende comprobar sus posibilidades y limitaciones para la evaluación del clima y su influencia en este tipo de turismo. Con este índice se analiza y caracteriza el modelo de aptitud climático-turística de la ciudad de Madrid y el clima como indicador del potencial turístico de un destino de interior.

Palabras clave: ICTI (Índice climático-turístico de interior); TCI; Percepción; Madrid; España.

Abstract

In the 1990s, in the case of Spain, a new concept of tourism emerges that is very different from the classic one of the coast —known as sun and beach tourism—. This tourism, which is called inland tourism, encompasses a broad spectrum of activities and resources —cultural, heritage, natural, urban, rural, business ...— and it has had a major role in a boom in recent years, precisely because the value of all these resources has been enhanced. But there is a potential resource that until now has not been taken into account when preparing studies on inland tourism in Spain: the climate resource and its influence on the comfort of tourists. This paper presents the development and implementation of a climate-tourism index, called ICTI (Indoor Tourist Climate Index) compiled using Mieczkowski's Tourism Climate Index (TCI) (1985). It is a process of adaptation to inland tourism in the Iberian Peninsula, which is intended to verify its possibilities and limitations for the evaluation of the climate and its influence on this type of

1 Extracto adaptado inédito de la Tesis Doctoral “Climatología del turismo en la Comunidad Autónoma de Madrid”, desarrollada por Alfredo Millán López bajo la dirección del profesor Felipe Fernández García.

2 Grupo Geoclima, Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid, España. millan330@msn.com

3 Grupo Geoclima, Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid, España. felipe.fernandez@uam.es

tourism. This index analyzes and characterizes the climate-tourism suitability model of the city of Madrid and the climate as an indicator of the tourism potential of an inland destination.

Keywords: ICTI (Interior Climate-Tourism Index); TCI; Perception; Madrid; Spain.

1. Introducción

La Climatología del Turismo —también Climatología del Turismo, Ocio y Recreación— se encuadra dentro de la Bioclimatología, como ciencia que estudia el confort térmico de las personas cuando realizan la actividad turística. Dentro de la denominación de climatología del turismo se concentran dos conceptos fundamentales: clima y turismo. El clima —como variable determinante en el confort humano— se caracteriza por su carácter cambiante tanto en las situaciones atmosféricas como por las características fisiológicas del organismo humano. Influye de forma decisiva sobre la actividad turística de manera que los elementos que lo componen —funcionando de forma simultánea e interrelacionada— muestran sus efectos sobre los turistas. El método del estudio climático-turístico se basa en el desarrollo «de un gran número de índices cuyo objetivo es definir y evaluar las condiciones o potencialidad climática de una determinada zona o lugar» (Fernández, 1995, p. 232). Estos efectos afectan al turista de distinto modo (Gómez, 2004):

- física o mecánicamente: precipitación, viento, heladas...
- fisiológicamente: temperatura, humedad, viento...
- psicológicamente: cobertura nubosa, grado de insolación, la niebla, el viento...

La complejidad en la investigación del binomio clima-turismo viene ocasionada porque estos efectos —que el clima y el tiempo imponen al turista en su actividad ocio-recreativa— son percibidos o sentidos de distinta forma por cada persona. Es decir, entra en juego una nueva variable subjetiva: la percepción. La climatología del turismo intenta solucionar esta complejidad introduciendo en los índices climático-turísticos esta nueva variable, a través del estudio del comportamiento del turista ante los distintos tipos de clima. Estos índices son modelos que permiten conocer el nivel de confort térmico que el turista necesita para poder desarrollar de forma agradable la actividad turística. Su estructura se basa en indicadores bioclimatológicos que analizan las causas y efectos del impacto de los factores atmosféricos sobre la salud y la comodidad de los seres humanos. En este contexto se desarrolla este trabajo.

En cuanto al clima y turismo de interior se puede afirmar que es un campo de estudio reciente dentro de la climatología del turismo. Hasta hace poco tiempo los estudios estaban referidos en su mayor parte al turismo de sol y playa —al tratarse del principal producto turístico— y las pocas investigaciones dedicadas al turismo de interior se dedicaban al sector alpino o de nieve. La irrupción reciente del turismo urbano, rural y de naturaleza —con un factor de crecimiento importante— origina un nuevo interés por el confort climático de los turistas en estas áreas. A pesar de este interés creciente las publicaciones son escasas y solo algunos especialistas han publicado investigaciones relacionadas con el tema. Entre ellos destacan Endler y Matzarakis (2009, 2010) con su investigación en Freiburg (Alemania), Roshan, Rousta y Ramesh (2009) con un estudio de los efectos de la expansión urbana de la metrópolis de Teherán sobre el índice de oscilación climática, Lopes, Lopes, Matzarakis y Alcoforado (2010) en su investigación en Funchal (Isla de Madeira) como referencia indispensable nombrar la investigación sobre clima y turismo urbano desarrollada por Tang en su Tesis Doctoral (2013) y destacar como referencias más recientes a Scoot, Ruty, Amelung y Tang (2016) con un estudio sobre la influencia del clima sobre el turismo urbano en diferentes ciudades europeas, Salata Golasi, Proietti y de Lieto (2017) con una investigación sobre el confort climático-turístico en tres ciudades italianas y Nasrollahia, Hatamia y Taleghaniben (2017) sobre las condiciones de confort térmico en microclimas de las áreas históricas urbanas de Isfahan (Irán). La red URBAN-NET sobre investigación urbana, incluida dentro de la iniciativa ERA-NET de la UE, incluye un apartado sobre turismo urbano y cambio climático con estudios en Lisboa (Portugal), Gotemburgo (Suecia) y Antalya (Turquía) con la participación de la Universidad de Gothenburg y Universidad de Gävle de Suecia, Universidad de Lisboa de Portugal y la Universidad Técnica de Oriente Medio de Turquía. En España los estudios sobre el binomio clima-turismo han estado dirigidos hacia el turismo de sol y playa, sin embargo, los estudios sobre la relación entre clima y turismo de interior son prácticamente inexistentes, a pesar del peso que ha ganado en las últimas décadas este tipo de turismo. Desde el Grupo de Investigación Geoclima —Departamento de Geografía de la Universidad Autónoma de Madrid— se consideró la necesidad de conocer en qué grado influye el clima en el desarrollo de la actividad turística de interior y si ejerce una función relevante como indicador del potencial turístico en este tipo de turismo. De esta forma, el grupo incorpora la climatología turística al turismo de interior en la Península Ibérica, siguiendo

do la metodología habitual en los estudios de bioclimatología urbana (Fernández y Rasilla, 2012), que dio lugar a un primer trabajo en 2010 (Millán y Lallana) y a la elaboración de una Tesis Doctoral titulada “Climatología del turismo en la Comunidad Autónoma de Madrid” (Millán, 2017).

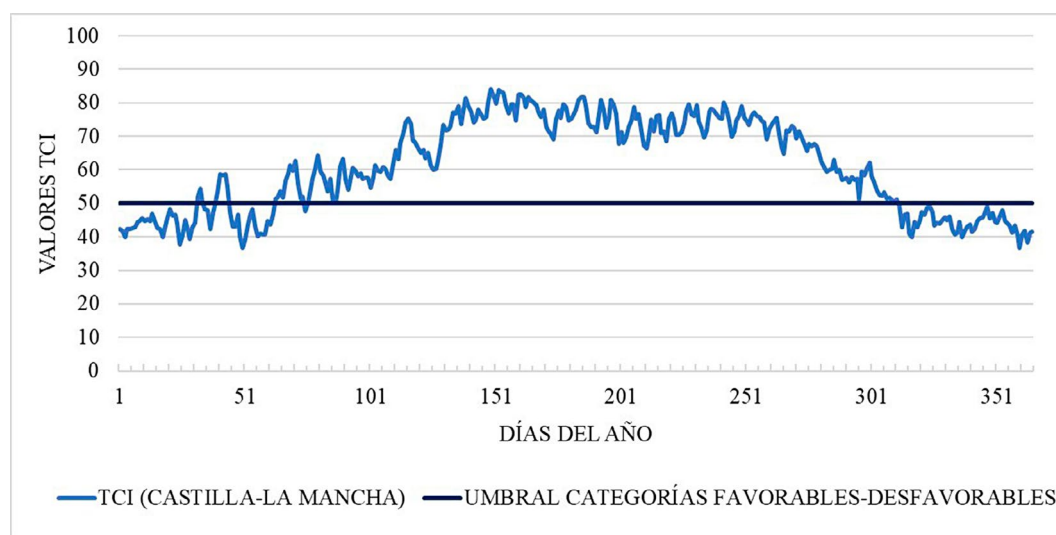
A partir de estas reflexiones, y partiendo de la hipótesis de que el clima ejerce una dinámica influencia sobre el confort de los turistas cuando realizan su actividad, por lo tanto, sobre la calidad de la actividad turística desarrollada, en este trabajo se marca como objetivo proponer un nuevo índice climático-turístico, al que se le denomina ICTI (Índice Climático-Turístico de Interior) que permita analizar y caracterizar los modelos de aptitud climático-turística en los destinos de interior. La finalidad es proporcionar una herramienta eficaz para la planificación de la actividad turística en este tipo de destinos teniendo en cuenta el confort climático de los turistas. Para validar el índice ICTI se aplica a la ciudad de Madrid y se confronta los resultados con los datos de turistas.

Como elemento fundamental de la investigación se selecciona el índice TCI (Tourism Climate Index) de Mieczkowski (1985) a partir del cual se realiza una serie de modificaciones en un proceso de adaptación al turismo de interior, cuyo resultado es un nuevo índice climático-turístico denominado ICTI. El TCI integra cinco variables climáticas que influyen en el grado de confort climático-turístico: temperatura, humedad relativa, velocidad del viento, precipitación e insolación —que se combinan en cinco subíndices— y un índice bioclimático la TE (Temperatura Efectiva). Partiendo de experiencias anteriores, se modifica el TCI sustituyendo la TE por el índice PET (Physiological Equivalent Temperature) para su adecuación al turismo de interior en la Península Ibérica.

2. Metodología

La metodología se basa en el desarrollo de nuevo un índice climático-turístico, denominado ICTI (Índice Climático Turístico de Interior) a partir de la modificación del TCI de Mieczkowski (1985). Se trata de un proceso de adaptación al turismo de interior en la Península Ibérica en el que se pretende comprobar sus posibilidades y limitaciones para la evaluación del clima y su influencia en este tipo de turismo. En el caso del turismo de interior, el problema que presenta el TCI para su aplicación es que sus umbrales son más adecuados para un tipo de turismo de sol y playa, actividades turísticas más sensibles al clima, donde los índices de sensación térmica se asocian a temperaturas elevadas (Millán y Lallana, 2010).

Figura 1. Evolución diaria del TCI para turismo de interior en Castilla-La Mancha

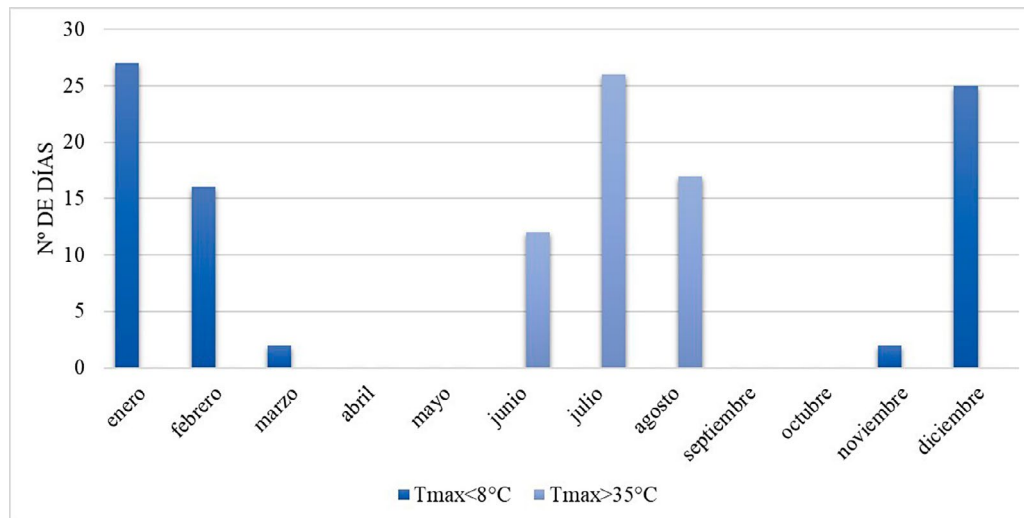


Fuente: Millán y Lallana (2010). Elaboración propia

En una experiencia anterior sobre clima y turismo en Castilla-La Mancha (Millán y Lallana, 2010) se llegó a la conclusión de que el modelo climático-turístico surgido de la aplicación del índice TCI presentaba importantes discordancias en su aplicación en el turismo de interior de la Península Ibérica. El problema que presentaron los resultados con el TCI original se encontró en los meses estivales, donde aparecieron distorsiones relacionadas con los valores extremos. En estos meses los óptimos coincidían

con temperaturas que superan los 35°C (Figuras 1 y 2). Estas distorsiones se producen como consecuencia de que el TCI está pensado para un turismo de sol y playa, donde las temperaturas por encima de 35°C se consideran idóneas para este tipo de turismo, relacionado con el disfrute del agua y la ligereza en el tipo de ropa —bañador, sin camiseta...—. Lógicamente estos valores no son los adecuados para un tipo de turismo que se basa en el disfrute del medio natural y del patrimonio cultural, cuya actividad principal es el paseo al aire libre —ya sea en ciudad o campo— para la que se necesita temperaturas más suaves, ya que en la mayoría de los casos no existe la posibilidad de refrescarse. Por lo contrario, en los meses de invierno —donde aparecen los valores extremos relacionados con el frío— sí que coincidían con los rangos de confort más desfavorable para la actividad turística.

Figura 2. Número de días mensuales de los valores extremos de la temperatura máxima en Castilla-La Mancha



Fuente: Millán y Lallana (2010). Elaboración propia

A partir de esta experiencia se propone el desarrollo del índice ICTI, que se basa en dos importantes modificaciones del TCI de Mieczkowski (1985):

- a) En primer lugar, la modificación más importante es la sustitución de la Effective Temperature (ET) por la Physiological Equivalent Temperature (PET). En este caso se justifica la elección del índice PET por ser el índice bioclimático de mayor aceptación y difusión en Europa. Es utilizado por distintos autores en la realización de estudios sobre el confort climático-turístico en espacios de interior (Matzarakis y Nastos, 2011; Matzarakis y Amelung, 2008; Grigorieva y Matzarakis, 2011; Farajzadeh y Matzarakis, 2009; Endler y Matzarakis, 2010; Lopes *et al.*, 2010). El índice PET es un índice más moderno, sofisticado y completo que la ET: a las variables climáticas comunes —temperatura, humedad relativa y velocidad del viento— añade la nubosidad y la radiación; permite introducir variables geográficas como latitud, longitud y altitud; también posibilita introducir parámetros personales; integra la temperatura radiante media —que representa el calor emitido en forma de radiación por los elementos del entorno—; por último, incorpora la vestimenta con el índice clo —índice que mide el aislamiento térmico que proporciona la ropa—.
- b) En segundo lugar, se modifica la ponderación de los valores de los cinco subíndices que integran el ICTI. En el índice las variables climáticas que lo componen —temperatura máxima y mínima, humedad relativa máxima y mínima, velocidad del viento, insolación, nubosidad y radiación— se transforman en subíndices: térmico, precipitación, viento e insolación, con valores que van desde 5 para los más favorables, hasta valores negativos para los más desfavorables. En el caso del ICTI los valores de los subíndices se reajustan en un proceso de adaptación a las condiciones climático-turísticas de interior —excepto en el caso de los valores del subíndice insolación— y al cambio en la escala temporal, que en el ICTI pasa a ser diaria. En el caso de los subíndices de precipitación y viento, la ponderación se basa en experiencias anteriores en investigaciones sobre bioclimatología humana llevadas a cabo por los autores. Este proceso de ponderación se verifica a partir del análisis de correlación lineal (método de Pearson) entre los valores de los subíndices que componen el índice ICTI, resultado de su aplicación

en diferentes ambientes climático-turísticos de la Comunidad Autónoma de Madrid —montaña, urbano, rural...— y la afluencia turística (Millán, 2017). Este análisis permite realizar una aproximación al grado de influencia de las distintas variables que intervienen en la decisión del turista y si los ajustes introducidos en la ponderación de los subíndices son los adecuados, con un resultado satisfactorio:

- En el caso del subíndice térmico, que consta de dos índices separados: índice de confort diurno (ICD) —calculado con la PETmax— e índice de confort nocturno (ICN) —calculado con la PETmin— se introducen modificaciones en la ponderación de los valores en un proceso de adaptación al cambio de la TE por la PET (Tabla 1). En esta adaptación se utilizan los rangos establecidos en la PET y se ajusta la ponderación a estos rangos. En el caso del ICTI el rango donde se producen condiciones de confort térmico se sitúa entre 18°C y 23°C, mientras que en el TCI este rango es mucho más amplio, entre 17°C y 27°C. Esta diferencia es muy importante si se tiene en cuenta el tipo de turismo que se analiza, ya que en el turismo de interior en condiciones de sensación térmica tan elevada el turista no tiene las mismas oportunidades de refrescarse, como en el caso del turismo de sol y playa. En los extremos por frío y calor también existen notables diferencias en la ponderación: en el ICTI el rango de estrés térmico por frío se encuentra por debajo de los 13°C mientras que en el TCI se sitúa por debajo de 9°C; en el extremo por calor en el ICTI se sitúa el comienzo del estrés por encima de los 23°C y en el TCI por encima de 27°C.

Tabla 1. Ponderación de los valores del subíndice térmico (ICD/ICN) integrados dentro del ICTI y del TCI

ÍNDICE ICTI		ÍNDICE TCI	
VALOR ÍNDICE	SUBÍNDICE TÉRMICO (PET)	VALOR ÍNDICE	SUBÍNDICE TÉRMICO (TE)
-1	inf. 8	-1	inf. 1
0	superior a 8 e inferior a 13	0	superior a 1 e inferior a 9
3	superior a 13 e inferior a 18	2	superior a 9 e inferior a 17
5	superior a 18 e inferior a 23	4	superior a 17 e inferior a 21
3	superior a 23 e inferior a 29	5	superior a 21 e inferior a 23
0	superior a 29 e inferior a 35	4	superior a 23 e inferior a 27
-1	superior a 35	0	superior a 27 e inferior a 30
		-1	superior a 30

Elaboración propia

- En la ponderación del subíndice precipitación también se han introducido importantes modificaciones en los rangos del índice ICTI (Tabla 2). Esta modificación se justifica en la adaptación de los umbrales a las características climáticas de la zona, por ser una de las variables que más condicionan el confort climático-turístico y porque se ha tenido en cuenta, más que el total, la presencia o no de lluvia al utilizar datos diarios en vez de mensuales. En ambos índices la máxima ponderación de confort coincide en situarla en el rango inferior a 1 mm. Sin embargo, en el resto de los rangos la situación difiere entre los dos índices. El ICTI considera una situación de disconfort por precipitación a partir de 5 mm. mientras que el TCI a partir de 9 mm. Los rangos con ponderación negativa se encuentran en el ICTI a partir de 10 mm. y en el TCI a partir de 15 mm.

Tabla 2. Ponderación de los valores del subíndice precipitación integrado dentro del ICTI y del TCI

ÍNDICE ICTI		ÍNDICE TCI	
VALOR ÍNDICE	SUBÍNDICE PRECIPITACIÓN (PET)	VALOR ÍNDICE	SUBÍNDICE PRECIPITACIÓN (TE)
5	inferior a 1	5	inferior a 1
2	superior a 1 e inferior a 5	4	superior a 1 e inferior a 3
0	superior a 5 e inferior a 10	3	superior a 3 e inferior a 5
-1	superior a 10 e inferior a 15	2	superior a 5 e inferior a 7
-2	superior a 15 e inferior a 20	1	superior a 7 e inferior a 9
-3	superior a 20	0	superior a 9 e inferior a 15
		-1	superior a 15

Elaboración propia

- En el subíndice viento se ha introducido una modificación importante. El TCI incorpora cuatro tipos de viento que Mieczkowski introduce por su efecto en la temperatura y en la comodidad del turista (Tabla 3). Estos tipos de viento se presentan en cuatro esquemas: el «viento normal» lo utiliza cuando la temperatura media máxima diaria es de entre 15°C y 24°C; los «vientos alisios» con temperaturas entre 24°C y 33°C; con «viento cálido» con temperatura superior a 33°C se utiliza el sistema de clima cálido; por último, cuando la temperatura es inferior a 15°C y la velocidad del viento superior a 8 km/h, se utiliza el sistema de sensación térmica (Tang, 2013). En el caso del ICTI se sintetiza el método y se utiliza el sistema de viento normal, respondiendo esta modificación a una cuestión de simplificación de los rangos. La modificación más importante se encuentra en los rangos de mayor incomfortabilidad, a partir de 24,29 km/h, donde el ICTI los cataloga con valores negativos.

Tabla 3. Ponderación de los valores del subíndice viento integrado dentro del ICTI y del TCI

ÍNDICE ICTI		ÍNDICE TCI	
VALOR ÍNDICE	SUBÍNDICE VIENTO (PET)	VALOR ÍNDICE	SUBÍNDICE VIENTO (TE)
5	inf a 2,88	5	inf a 2,88
4	inf. a 5,75	4,5	2,88 a 5,75
3	inf a 9,03	4	5,76 a 9,03
2	inf a 12,23	3,5	9,04 a 12,23
1	inf a 19,79	3	12,24 a 19,79
-1	inf. a 24,29	2,5	19,80 a 24,29
-2	Sup. A 24,29	2	24,30 a 28,79
		0	superior a 28,8

Elaboración propia

- En el caso del subíndice insolación no se modifica la ponderación de los valores, ya que el cambio de escala de mensual diaria no afecta a los umbrales de confort en este subíndice (Tabla 4).

Tabla 4. Ponderación de los valores del subíndice insolación integrado dentro del ICTI y del TCI

ÍNDICE ICTI		ÍNDICE TCI	
VALOR ÍNDICE	SUBÍNDICE INSOLACIÓN (PET)	VALOR ÍNDICE	SUBÍNDICE INSOLACIÓN (TE)
5	10 o más	5	10 o más
4,5	9 a 9,59	4,5	9 a 9,59
4	8 a 8,59	4	8 a 8,59
3,5	7 a 7,59	3,5	7 a 7,59
3	6 a 6,59	3	6 a 6,59
2,5	5 a 5,59	2,5	5 a 5,59
2	4 a 4,59	2	4 a 4,59
0	inferior a 4	0	inferior a 4

Elaboración propia

Además de estas importantes modificaciones introducidas en el ICTI respecto al TCI, se introducen otras de especial interés para el modelo climático-turístico de interior:

- Se produce un cambio en la escala temporal ya que el ICTI a pasa a ser un índice diario, frente al carácter mensual del TCI. Esto nos permite clasificar el modelo climático-turístico en periodos diarios, lo que otorga una gran ventaja al turista en el momento de seleccionar los días para realizar la actividad turística. El índice también permite incorporar —siempre que se tengan datos disponibles— una importante innovación dentro de la climatología del turismo: la escala horaria (Millán, 2017).
- Se reducen las categorías de aptitud climático-turística de 10 a 5 con el fin de facilitar la lectura y compresión de los resultados (Tabla 5).

Tabla 5. Categorías de aptitud climático-turística del ICTI

VALOR	CÓDIGO	CATEGORÍA TCI	CATEGORÍA ICTI	CÓDIGO	VALOR
90-100	9	Ideal	Óptimo	5	70-100
80-89	8	Excelente			
70-79	7	Muy bueno			
60-69	6	Bueno	Muy Bueno	4	60-69
50-59	5	Aceptable	Bueno	3	50-59
40-49	4	Marginal	Desfavorable	2	30-49
30-39	3	Desfavorable			
20-29	2	Muy desfavorable	Muy desfavorable	1	< 30
10-19	1	Extr. Desfavorable			
< 10	0	Imposible			

Elaboración propia

Por último, se optó por no modificar el sistema de ponderación de las variables por lo que la formulación del ICTI es igual a la del TCI —el único cambio que se introduce es la sustitución de TEMax y TEMin por PETmax y PETmin—. En un primer momento se consideró la posibilidad de un cambio en el sistema de ponderación siguiendo los pasos de Tang (2013). Tras comprobar las discrepancias de su índice en el caso de la ciudad de Madrid y tras probar su sistema en el índice ICTI con resultados infructuosos, se decide adoptar el sistema de ponderación de Mieczkowski (1985) (Tabla 6).

Tabla 6. Ponderación de los componentes del índice ICTI

FACETAS	VARIABLES CLIMÁTICAS	SUBÍNDICES	PESO%
TÉRMICA	Índice de confort termofisiológico: PETmax y PETmin: Temperatura media diaria (máxima y mínima) Velocidad del viento (medida a las 7 y 18 horas) Humedad relativa media diaria (máxima y mínima) Nubosidad media	PETmax	40%
		PETmin	10%
FÍSICA	Índice Precipitación diaria en mm./día	Precipitación (Pp)	20%
	Índice de Viento. km/h	Viento (Vv)	10%
ESTÉTICA	Índice de Insolación: Horas de insolación	Insolación (Hs)	20%

Elaboración propia

Una vez realizadas las modificaciones la expresión del TCI se transforma en una nueva formulación del índice ICTI:

$$TCI = 2 * (4TEMAX + TEMIN + 2 Pp + 1Vv + 2Hs)$$

$$ICTI = 2 * (4PETMAX + PETMIN + 2Pp + 1Vv + 2Hs)$$

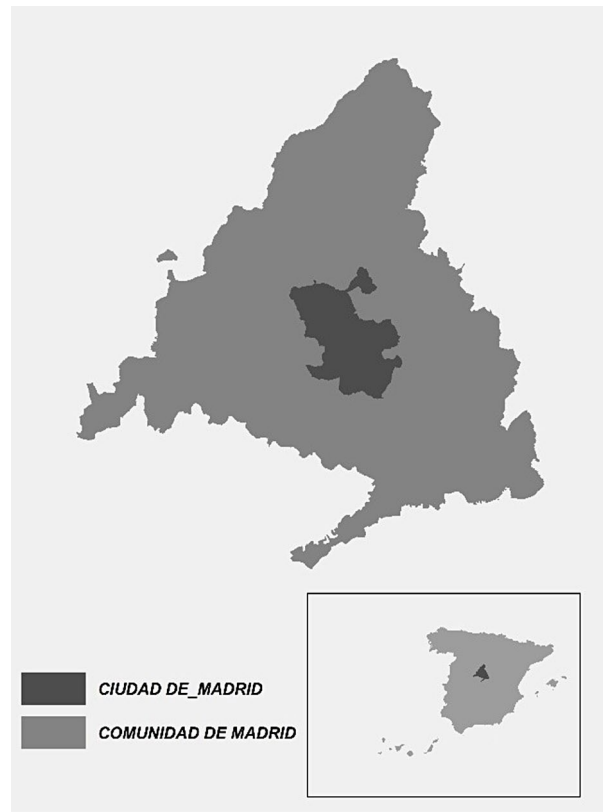
3. Resultados

En un ejercicio de validación y verificación del correcto funcionamiento del índice ICTI, para su uso en la caracterización de los modelos de aptitud climático-turística en los destinos de interior de la Península Ibérica, se aplica el índice en el principal nodo turístico del mercado del turismo de interior en España: la ciudad de Madrid (Figura 3). El índice ICTI nos permite realizar un amplio análisis y caracterización temporal de las condiciones de confort climático-turístico en la ciudad de Madrid, incorporando dos escalas temporales: diaria y mensual. En este caso se utilizan datos climáticos provenientes de 15 estaciones de tres redes distintas: Red de Estaciones de Contaminación del Aire y Red de estaciones del AGMA —ambas pertenecientes al Ayuntamiento de Madrid— y red de estaciones del AEMET —Agencia Española de Meteorología—:

- Estaciones de la Red de Contaminación del Aire: Casa de Campo, Fdez. Ladreda, Pza. de España, Pza. Castilla, Cuatro Caminos y Pza. Cristo Rey.

- Estaciones de la red AGMA: Fuencarral, J.M: Hortaleza, C.M. Acústica, EDAR La China, J.M. Villaverde y J.M. Moratalaz.
- Estaciones del AEMET: Baraja, Retiro y Cuatro Vientos.

Figura 3. Localización geográfica de la ciudad de Madrid



Elaboración propia

El modelo climático-turístico de Madrid (Figuras 4 y 5) se caracteriza por las modificaciones que introduce el clima urbano sobre las condiciones climático-turísticas que rodean a la ciudad. El modelo de distribución de aptitud climático-turístico que presenta el modelo climático-turístico de Madrid coincide con el patrón «máximo bimodal», donde se producen tres situaciones de confort climático-turístico: un grupo de meses desfavorables para la actividad turística, un grupo de meses favorables y un grupo de meses de transición.

Grupo de meses desfavorables:

- Disconfort por frío: este grupo se compone de los meses invernales de enero, febrero y diciembre. Enero y diciembre se distinguen por ser los meses con peores condiciones de disconfort por frío y presentan una situación similar: en el 92% de los días la aptitud climático-turística es «muy desfavorable» y el 8% «desfavorable». En febrero el modelo es más heterogéneo: el 74% de los días tienen una aptitud «muy desfavorable», el 18% «desfavorable», el 4% «bueno» y el 4% «muy bueno».
- Disconfort por calor: en este grupo se incorporan junio, julio, agosto y septiembre como meses con una aptitud climático-turística asociada a las altas temperaturas estivales. Estos meses se caracterizan por tener un alto porcentaje de días con aptitudes desfavorables —por encima del 60%— destacando junio, julio y agosto con porcentajes superiores al 80%. En septiembre el 62% de los días tienen una aptitud desfavorable y un 48% de días con aptitudes favorables.

Grupo de meses favorables:

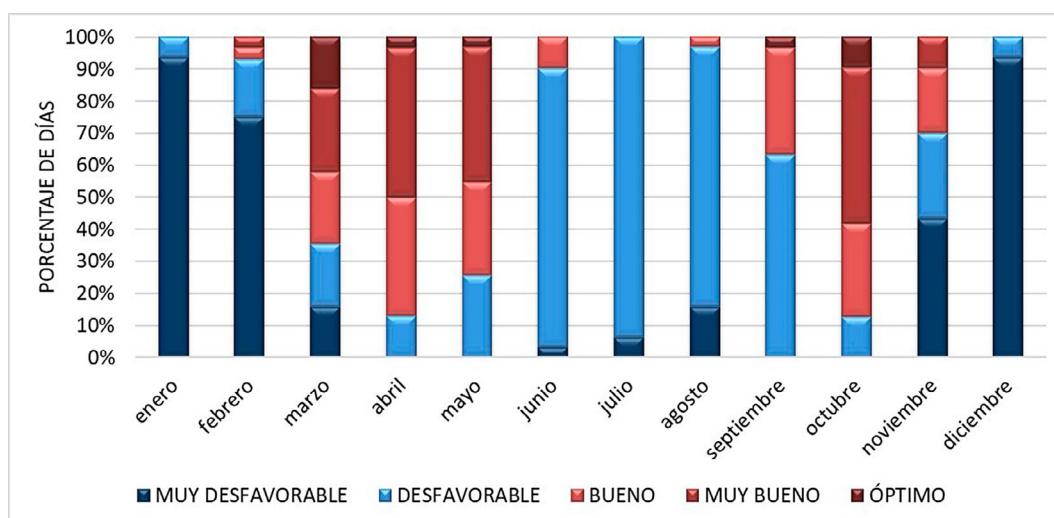
- En este grupo se encuadran abril, mayo y octubre, que se convierten en los meses más propicios para la actividad turística, ya que presentan un alto porcentaje de días con aptitudes favorables —por

encima del 70%—. Destacan abril y octubre con un 85% de días favorables para la actividad turística, y muy importante con casi un 50% de días con escenario «muy bueno».

Grupo de meses de transición:

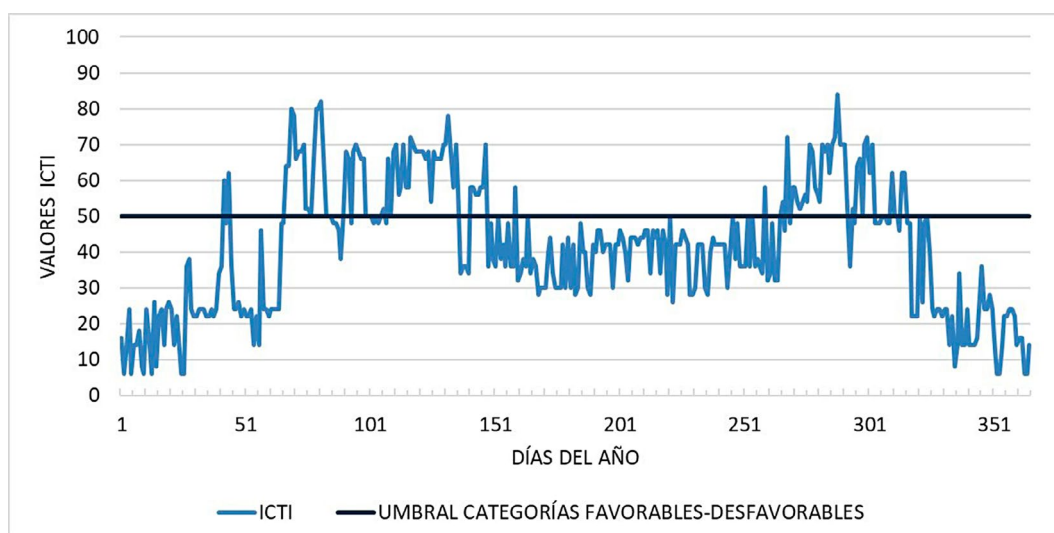
- En este caso componen este grupo los meses de marzo y noviembre. Marzo como mes de transición hacia la época estival presenta una gran heterogeneidad y en su modelo se encuentran todas las aptitudes climático-turísticas: el 18% de los días tienen una categoría de «óptimo», el 25% «muy bueno», el 22% «bueno», el 20% «desfavorable» y el 15% «muy desfavorable». En noviembre el 10% de los días tiene un escenario «muy bueno», el 20% «bueno», el 28% de los días son «desfavorable» y el 42% «muy desfavorable».

Figura 4. Madrid: frecuencia mensual de las categorías ICTI



Elaboración propia

Figura 5. Madrid: distribución de los valores diarios del ICTI



Elaboración propia

En Madrid los periodos de aptitud climático-turística se dividen en cuatro: invernal, primaveral, estival y otoñal. El periodo invernal se caracteriza por las situaciones de disconfort por frío y su amplitud temporal cubre desde el 1 de noviembre al 15 de marzo; el primaveral tiene una aptitud favorable con una categoría confortable y se desarrolla desde el 16 de marzo al 31 de mayo; el estival con situaciones de

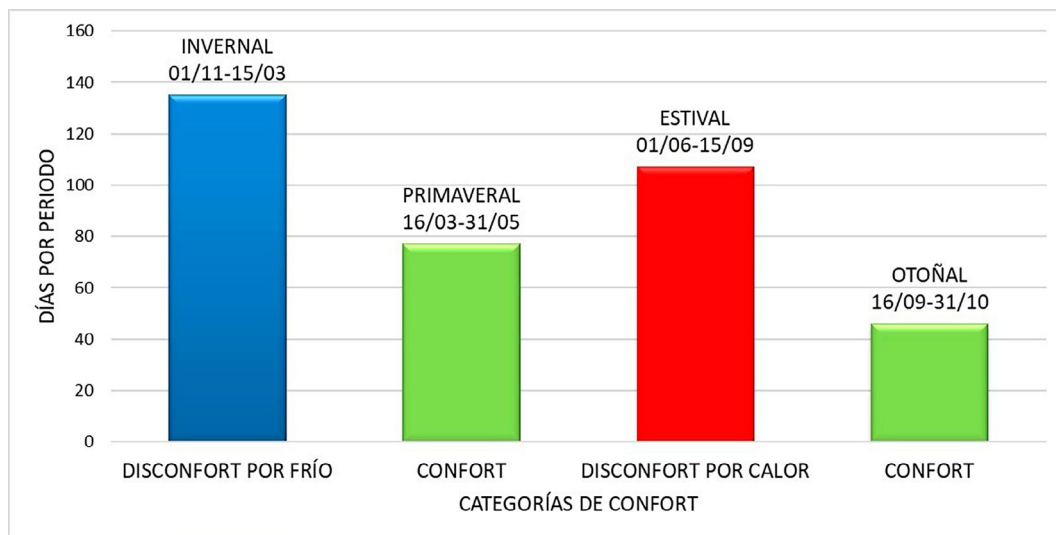
disconfort por calor se desarrolla desde el 1 de junio al 15 de septiembre; por último, el periodo otoñal tiene una aptitud favorable, una categoría confortable y una amplitud temporal desde el 16 de septiembre al 31 de octubre (Tabla 6 y Figura 6).

Tabla 6. Madrid: periodos favorables/desfavorables

PERIODO	AMPLITUD TEMPORAL	CATEGORÍA	APTITUD
Invernal	1-noviembre /15-marzo	Disconfort por frío	Desfavorable
Primaveral	16-marzo/31-mayo	Confortable	Favorable
Estival	1-junio/15 de septiembre	Disconfort por calor	Desfavorable
Otoñal	16-septiembre/31-octubre	Confortable	Favorable

Elaboración propia

Figura 6. Periodos favorables/desfavorables



Elaboración propia

4. Discusión

En este apartado de discusión se marca como objetivo demostrar que el índice ICTI es una herramienta eficaz a la hora de planificar la actividad turística en los destinos de interior. Lo que se pretende es conocer la idoneidad del índice para mostrar la capacidad del clima como indicador del potencial turístico de interior frente al índice TCI.

Aunque escasos, se han dado algunos intentos de elaboración de índices de idoneidad climática-turística para el caso del turismo de interior. En un estudio sobre la vulnerabilidad del turismo de interior en España ante el cambio climático, Moreno (2010) propone dos índices de idoneidad climático-turística separando el turismo cultural y de ciudad —Índice de idoneidad climática turística para el turismo cultural y de ciudad (ICTC)— del turismo de naturaleza, montaña y rural —Índice de idoneidad climática turística para el turismo de naturaleza, montaña y rural (ICTN)—. Estos índices también son elaborados a partir del TCI de Mieczkowski y como señala el mismo autor «son una versión muy simplificada del TCI» (p. 40), ya que emplea solo dos subíndices de los cinco originales: la media mensual de las temperaturas máximas diarias y la precipitación mensual. Moreno (2010) justifica esta simplificación en que el diseño original del TCI no es el adecuado en estudios sobre el cambio climático, ya que «no todas las variables que forman parte de la fórmula original pueden ser empleadas, bien por no estar disponibles en las proyecciones de cambio climático, o bien por carecer de la fiabilidad suficiente» (p. 42). En el caso del ICTC el peso que se da a las variables siguen la misma ponderación que el TCI original

dándole mayor proporción a la temperatura, un 67%, y menor a la precipitación, un 33%. En el caso del ICTN las variables reciben la misma proporción, un 50%, justificándose en que por turismo de montaña se entendían exclusivamente aquellas actividades que se desarrollan durante el verano. El problema que presenta esta propuesta radica en la eliminación de la principal característica del índice TCI que le convierte en el más aceptado por la comunidad científica: la integración de todas las facetas del clima: térmica, física y estética. En la faceta térmica no tiene en cuenta la humedad, el viento, la radiación solar y la naturaleza del entorno físico, el nivel de actividad y la ropa; en la faceta física elimina la variable viento, y la faceta estética desaparece al no tener en cuenta la insolación.

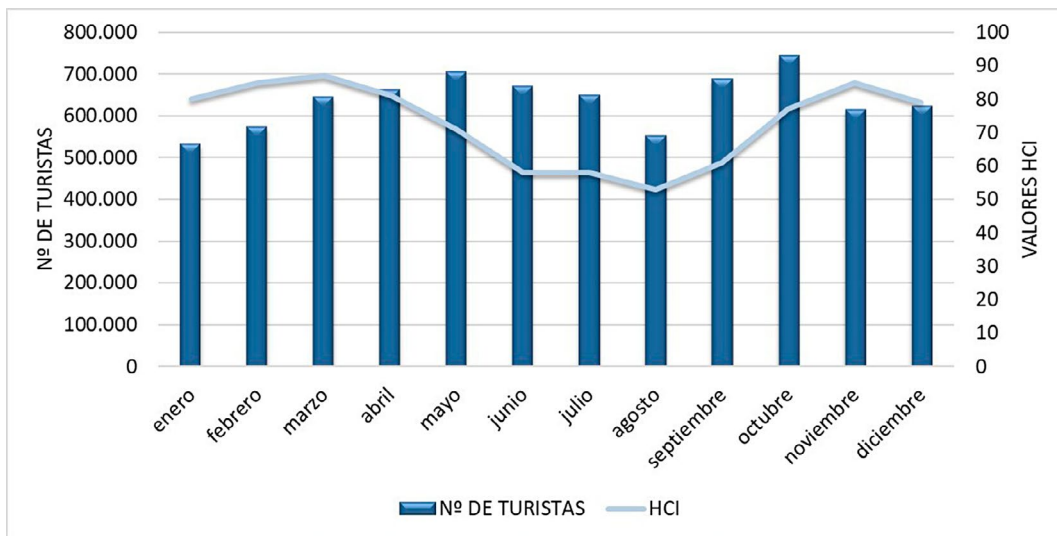
Otro trabajo (Scott y McBoyle, 2001) dedicado a los efectos del cambio climático en el turismo de 17 ciudades canadienses, modifica el original TCI sustituyendo la TE por el índice de Apparent Temperature de Steadman. En este caso optaron por no modificar los sistemas de clasificación para los cinco subíndices y su ponderación dentro del índice. En el apartado de discusión de este trabajo los autores avalan la modificación por los resultados de la comparación en los que las curvas de TCI parecen reflejar la demanda turística, pero advierten que este aval se restringe a su valor «al menos como medida de indicador de turismo para una muestra de ciudades norteamericanas» (p. 85). También advierten que hay aspectos del TCI que requieren mayor refinamiento y análisis: el periodo mensual necesita ser reemplazado por un periodo de tiempo que se asemeje mejor a la longitud del periodo de vacaciones habitual de los turistas actuales (de 7 a 10 días) y el subíndice de confort térmico (Temperatura Efectiva) se debe actualizar haciendo uso de índices bioclimáticos más sofisticados.

Por último, resulta imprescindible citar un interesante trabajo de Tang (2013) con una investigación dirigida a superar las limitaciones del TCI en el estudio del confort climático-turístico en las ciudades. Propone un nuevo índice HCI (Holiday Climate Index) que es una modificación del TCI basada en el cambio en las ratios de confort de las variables climáticas. Se realiza sobre 15 ciudades europeas entre las que se encuentra Madrid. Es un índice similar al TCI, pero diseñado específicamente para el turismo urbano. Tang señala que la novedad respecto al TCI radica en sus escalas de calificación de variables y el sistema de ponderación. Estas se modificaron a partir de distintas publicaciones sobre las preferencias climáticas de los turistas, obtenidas a partir de una serie de encuestas en los últimos diez años. A parte de la modificación de la ponderación de las variables del TCI y se propone la sustitución de la Temperatura Efectiva por la Temperatura del Bulbo Seco (Dry-bulb Temperature). Cuando se analizan los resultados obtenidos para la ciudad de Madrid por el índice HCI con los datos de afluencia turística se observan ciertas discordancias con respecto a las situaciones de confort climático (Figura 7):

- En los meses donde se producen situaciones de disconfort por frío —enero, febrero y diciembre— el HCI obtiene la categoría de «excelente» para la actividad turística. En el gráfico se puede observar que estos meses coinciden con el periodo más bajo de llegada de turistas —exceptuando diciembre donde se produce un repunte por la campaña de navidad—.
- En los meses donde se producen situaciones de disconfort por calor —junio, julio y agosto— el HCI obtienen la categoría de «aceptable» para la actividad turística. También se puede observar que no son periodos óptimos de la actividad turística.
- Los meses donde, según los resultados del HCI, se alcanza el mayor nivel de confort climático-turístico —marzo y noviembre— tampoco coinciden con los meses con mayor número de turistas —mayo, septiembre y octubre—.

Para confirmar la validez del ICTI frente al TCI en su aplicación en el turismo de interior de la Península Ibérica, se utiliza un método simple que consiste en la comparación de los resultados de ambos índices con los datos de visitas de turistas a la ciudad de Madrid. Por lo tanto, resulta conveniente resaltar que no se está realizando una comparación en sentido estadístico, sino una comparación empírica entre unos datos y otros. Hay que tener en cuenta, como señala Tang (2013), que «el clima está lejos de ser el único determinante de las decisiones de viaje turístico y que otra motivación y factores push-pull» podrían superar las malas condiciones climáticas» (p. 177). Los factores «push» serían los responsables de inducir al individuo a tomar la decisión de viajar, y los factores «pull» los responsables en cuanto a la elección del destino a visitar. Entre estos factores se encuentran algunos que influyen de forma significativa en la estacionalidad en el turismo de interior y que desbordan los periodos de confort climático. Se trata de actividades turísticas que no tienen una relación tan estrecha con el confort climático y que se programan temporalmente en periodos de disconfort: organización de eventos culturales —conciertos, teatro, exposiciones...—. organización de ferias y congresos, eventos deportivos o periodos de rebajas en los comercios, entre otros. Pero a pesar de esta circunstancia reconoce que es factible comparar los patrones de turistas con clasificaciones climático-turísticas para comprender mejor la conveniencia del uso en cada uno de los índices.

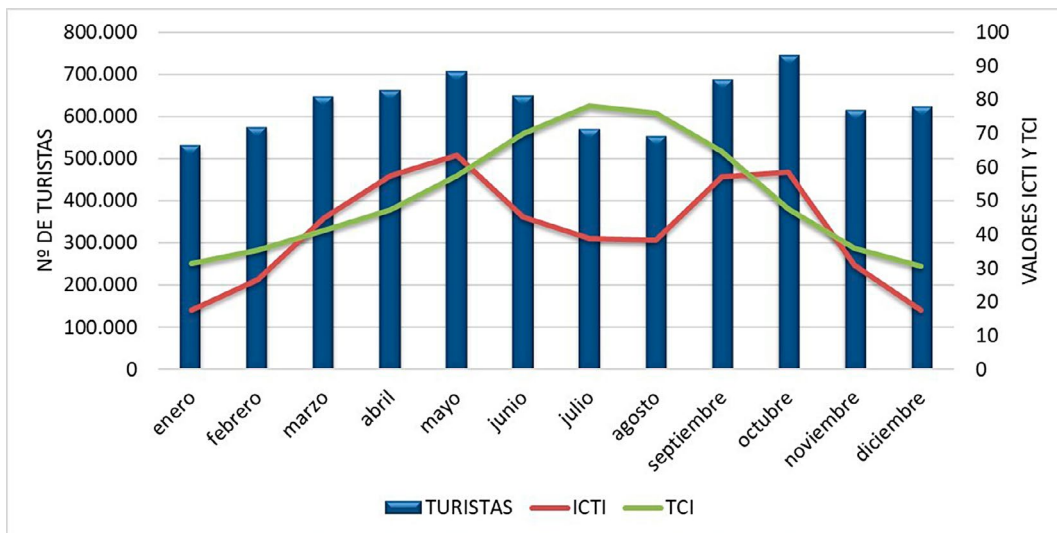
Figura 7. Comparación entre valores mensuales del HCI y n.º de turistas en Madrid



Fuente: Tang (2013). Elaboración propia

En esta comparación se representan los valores promedio mensuales de cada uno de los índices y se confrontan con el promedio de datos mensuales de llegada de turistas en un gráfico combinado. También y aprovechando la existencia de datos diarios de visitantes a un punto de interés turístico —Museo Nacional y Centro de Arte Reina Sofía— se realiza una comparación de los valores diarios y de fin de semana de llegadas de turistas y los valores del ICTI y del TCI.

Figura 8. Comparación mensual de los índices ICTI y TCI con datos de turistas para la ciudad de Madrid



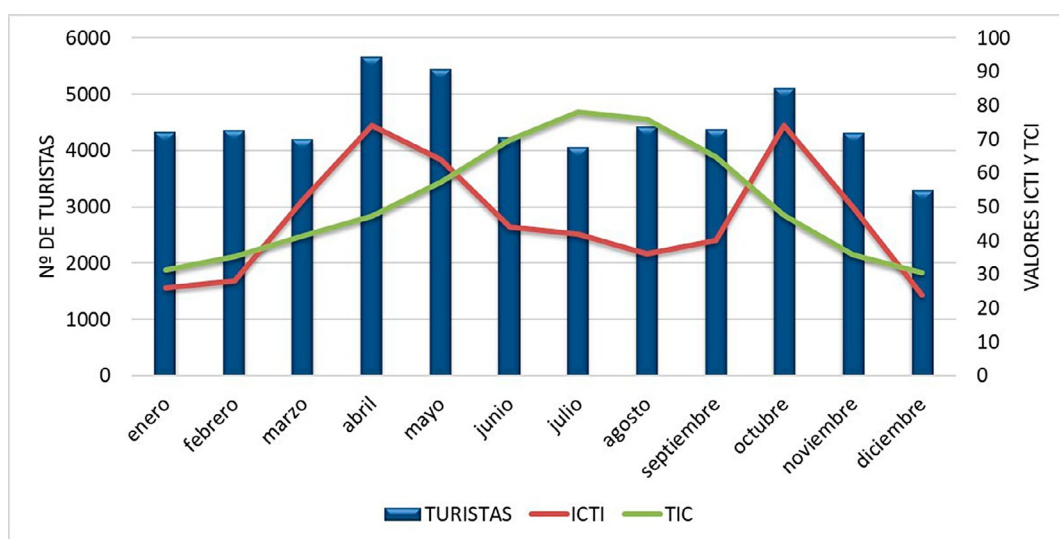
Fuente: Instituto Nacional de Estadística (INE). Elaboración propia

En el análisis de idoneidad en la ciudad de Madrid el gráfico muestra la comparación de los valores mensuales entre los índices y datos de visitas (Figura 8). La variación mensual de llegadas de turistas muestra una tendencia en la que los meses invernales y los meses estivales se presentan como temporada baja para la actividad turística, aunque en el turismo urbano la estacionalidad presenta valores muy bajos. En los meses invernales el ICTI y el TCI coinciden en señalarlos como desfavorables para la actividad turística. Donde divergen ambos índices son en los meses estivales donde el TCI los señala con aptitud climático-turística favorable y el ICTI como desfavorable, correspondiendo con tasas bajas de visitas de

turistas. Tanto el ICTI como el TCI apuntan los meses primaverales y otoñales como favorables para la actividad turística, pero es el ICTI el que presenta sus mejores valores en estos meses coincidiendo con las épocas de mayor afluencia turística. Tras este análisis se demuestra la idoneidad del índice ICTI frente al TCI, ya que el modelo climático-turístico del ICTI representa el reflejo de la tendencia de visitas con respecto a la idoneidad de las condiciones climáticas para el turismo.

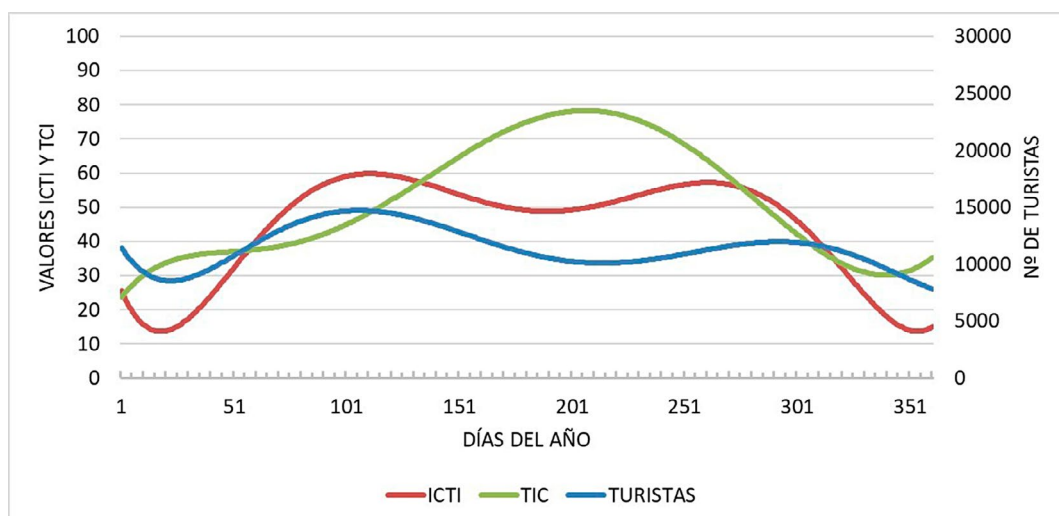
Aprovechando la existencia de datos diarios de visitas en el punto de interés turístico Museo Nacional y Centro de Arte Reina Sofía, se analiza la idoneidad de los índices ICTI y TCI con los datos de visitantes al Museo en fin de semana y diarios. El gráfico resultante (Figura 9) muestra que los fines de semana con más afluencia de visitantes se sitúan en los meses con aptitud climático-turística más favorable marcada por el ICTI —abril, mayo y octubre— y los meses con menos afluencia con los meses de aptitud desfavorable —enero, marzo, junio, julio, agosto, septiembre, noviembre y diciembre—. El índice ICTI tiene una plena coincidencia, con los datos de visitantes, en marcar abril y octubre como meses favorables.

Figura 9. Comparación fin de semana de los índices ICTI y TCI con datos de turistas



Fuente: Museo Nacional y Centro de Arte Reina Sofía. Elaboración propia

Figura 10. Comparación diaria de los índices ICTI y TCI a partir de los datos de turistas del Museo Nacional y Centro de Arte Reina Sofía



Fuente: Museo Nacional y Centro de Arte Reina Sofía. Elaboración propia

En el gráfico de comparación diaria —tendencial— (Figura 10) las líneas que representan los turistas y el ICTI siguen un mismo patrón, «máximo bimodal», donde los periodos óptimos de aptitud climático-turística y de llegadas de turistas se sitúan en primavera y otoño. En el TCI sigue un patrón distinto, «máximo de verano», mejor aptitud climático-turística situada en el verano, momento de menor llegada de turistas.

5. Conclusiones

Es sobradamente reconocido que el clima es un recurso ambiental trascendental para el desarrollo de la actividad turística, ejerciendo un papel fundamental en la duración, calidad, localización de la actividad e incluso en la salud de los turistas. Aunque hasta el momento no se había estudiado la influencia del clima en la actividad en el turismo de interior en España, al caracterizar el modelo climático-turístico de la ciudad de Madrid se demuestra que existen unos periodos con aptitudes desfavorables y unos periodos con aptitudes favorables, aptitudes que intervienen directamente en el confort del turista. Por lo tanto, si hay una influencia demostrada del clima sobre el confort del turista que se dirige a un destino de interior y este contribuye a la calidad de la actividad turística desarrollada, se debería tener en cuenta a la hora de planificar la actividad turística de interior.

Para analizar y caracterizar el clima como indicador del potencial turístico en los destinos de interior de la Península Ibérica, se ha propuesto un nuevo índice climático-turístico, al que se denomina ICTI —Índice Climático-turístico de Interior— a partir de la modificación del TCI de Mieczkowski. Se trata de un proceso de adaptación a las condiciones particulares del turismo del interior, en un intento de superar las limitaciones que presenta este índice en las investigaciones de confort climático en este tipo de turismo.

Con el objetivo de evaluar la capacidad del índice en el análisis y caracterización del modelo climático-turístico en los destinos de interior, se implementa el índice ICTI y el TCI en la ciudad de Madrid y se comparan los resultados con los datos de turistas. En primer lugar, el modelo resultado de la aplicación del índice TCI presenta importantes discordancias en los meses estivales, señalando estos como favorables cuando las temperaturas superan los 35°C, mientras que el ICTI los marca como muy desfavorables. Cuando se comparan los modelos resultantes de la aplicación de ambos índices con los flujos turísticos, entre el modelo del ICTI y los datos de turistas existe una simetría plena. Sin embargo, el TCI no coincide con estos datos. Cuando se combina o confronta los resultados del ICTI con los datos de afluencia de turistas en diferentes escalas temporales —mensual, diaria y fin de semana— se confirma que entre los modelos climático-turísticos obtenidos y los flujos turísticos existe simetría o coincidencia prácticamente exacta en todas las escalas, tanto en los periodos desfavorables como en los favorables. Aunque no es una comprobación estadística sino empírica, la exactitud en la coincidencia entre los modelos y los flujos nos hace pensar que sí hay relación directa entre confort climático y la elección en la época de la visita. Por otra parte, cabe señalar que en el trabajo de tesis doctoral de Millán (2017) el índice ICTI se aplicó en los diferentes ambientes climático-turísticos localizados dentro de la Comunidad Autónoma de Madrid —montaña, urbano, rural— y para diferentes actividades turísticas, siendo el resultado en todos los casos satisfactorio.

Una vez realizada esta comparación se concluye con la confirmación de la idoneidad del índice frente al TCI de Mieczkowski. Por lo tanto, las modificaciones introducidas en el índice TCI en el proceso de adaptación al turismo de interior se consideran competentes y eficaces, especialmente la sustitución de la TE (Temperatura Efectiva) por la PET (Temperatura Fisiológica Equivalente). Otro avance importante es el cambio en la escala temporal que incorpora el ICTI, que pasa a ser un índice de carácter diario frente al mensual del TCI. Esta escala posibilita definir periodos favorables y desfavorable intermensuales, que permiten una mejor elección del tiempo de visita teniendo en cuenta la confortabilidad climática, especialmente para los turistas que se dirigen a un destino de interior donde las visitas no suelen pasar de 7 días.

Por último, y como conclusión y reflexión final, conviene señalar la necesidad de este tipo de estudios para la planificación turística en los destinos de interior. El importante desarrollo que este tipo de turismo ha sostenido en las últimas décadas en España, no ha impulsado el interés de los estudios dedicados a conocer la relación entre este tipo de turismo y el clima. A partir de la línea de trabajo que se ha desarrollado se propone como objetivo futuro extender estos estudios a otros destinos de interior con ambientes climático-turísticos distintos, e incorporar los efectos de las modificaciones que el cambio climático va a introducir en los modelos climático-turísticos actuales en este tipo de turismo.

Referencias

- Endler, C. y Matzarakis, A. (2009). Climate and tourism potential in Freiburg. *Berichte des Meteorologischen Instituts der Albert Ludwigs. Universität Freiburg*, 291-296. Recuperado de http://www.urbanclimate.net/matzarakis/papers/BMIUF_18_2009_Endler_Matzarakis.pdf
- Endler, C. y Matzarakis, A. (2010). Assessment of climate for tourism purposes in Germany. *Berichte des Meteorologischen Instituts der Albert Ludwigs. Universität Freiburg*, 380-385. Recuperado de http://www.urbanclimate.net/matzarakis/papers/BIOMET7_Endler_Matzarakis_380_385.pdf
- Farajzadeh, H. y Matzarakis, A. (2009). Quantification of climate for tourism in the northwest of Iran. *Meteorological Applications*, 16(4), 545. <https://doi.org/10.1002/met.155>
- Fernández, F. (1995). *Manual de climatología aplicada*. Madrid, España: Síntesis.
- Fernández, F. y Rasilla, D. (2012). Confort térmico e influencia urbana en el área metropolitana de Madrid. En Nuevos aires de la geografía española del siglo XXI. Aportación española al XXXIIº Congreso de la Unión Geográfica Internacional (pp. 205-219). Editorial Comité Español de la UGI.
- Gómez, B. (2004). Percepción de la demanda y métodos de evaluación de la potencialidad turística de los recursos atmosféricos en Cataluña. *Documents d'anàlisi geogràfica*, 44, 43-70. Recuperado de <http://diposit.ub.edu/dspace/bitstream/2445/22632/1/524042.pdf>
- Grigorieva, E., Matzarakis, A. (2011). Physiologically equivalent temperature as a factor for tourism in extreme climate regions in the Russian Far East: Preliminary results. *European Journal of Tourism, Hospitality and Recreation*, 3, 127-142. Recuperado de https://www.researchgate.net/profile/Andreas_Matzarakis/publication/233758573_Physiologically_equivalent_temperature_as_a_factor_for_tourism_in_extreme_climate_regions_in_the_Russian_Far_East_Preliminary_results/links/5678335408ae502c99d566a1/Physiologically-equivalent-temperature-as-a-factor-for-tourism-in-extreme-climate-regions-in-the-Russian-Far-East-Preliminary-results.pdf
- Instituto Nacional de Estadística (2018). Encuesta de ocupación hotelera. Viajeros y pernoctaciones por puntos turísticos. Recuperado de <http://www.ine.es>
- Lopes, A., Lopes, S., Matzarakis, A. y Alcoforado, M. J. (2010). Summer sea breeze influence on human comfort in Funchal (Madeira Island). Application to urban climate and tourism planning. *Berichte des Meteorologischen Instituts der Albert Ludwigs. Universität Freiburg*, 20, 352-357. Recuperado de http://www.urbanclimate.net/matzarakis/papers/BIOMET7_Lopesetal_352_357.pdf
- Matzarakis, A. y Amelung, B. (2008). Physiological equivalent temperature as indicator for impacts of climate change on thermal comfort of humans. En Thomson M.C. et al., (Eds.). *Seasonal forecasts, climatic change and human health. Advances in global change research* (pp. 161-172). https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6877-5_10
- Matzarakis, A. y P. Nastos. (2011). Analysis of tourism potential for Crete Island, Greece. *Global Nest Journal*, 13, 141-149. Recuperado de https://journal.gnest.org/sites/default/files/Journal%20Papers/141-149_774_Matzarakis_13-2.pdf
- Mieczkowski, Z. (1985). The tourism climatic index: a method of evaluating world climates for tourism. *The Canadian Geographer/Le Géographe canadien*, 29(3), 220-233. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1541-0064.1985.tb00365.x>
- Millán, A. y Lallana, V. (2010). Clima y turismo de interior en la Península Ibérica. Estudio de casos en la Comunidad Autónoma de Castilla-La Mancha. En Grupo Terap (Ed.). *Espacios y destinos turísticos en tiempos de globalización y crisis*. Vol. II. (353-365). Recuperado de https://e-archivo.uc3m.es/bitstream/handle/10016/16482/clima_millan_lallana_TERAP_2011.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Millán, A. (2017). *Climatología del turismo en la Comunidad Autónoma de Madrid* (Tesis Doctoral). Recuperado de <https://repositorio.uam.es/handle/10486/680666>
- Moreno, A. (2010). Mediterranean tourism and climate (change). A survey based study. *Tourism and Hospitality Planning and Development*, 7(3), 253-265. <https://doi.org/10.1080/1479053X.2010.502384>
- Museo Nacional y Centro de Arte Reina Sofía (2018). El museo en cifras. Recuperado de <http://www.museoreinasofia.es>

- Nasrollahi, N., Hatami, Z. y Taleghani, M. (2017). Development of outdoor thermal comfort model for tourists in urban historical areas; A case study in Isfahan. *Building and Environment*, 125(15), 356-372. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.09.006>
- Roshan, G., Rousta, I. y Ramesh, M. (2009). Studying the effects of urban sprawl of metropolis on tourism-climate index oscillation: A case study of Tehran city. *Journal of Geography and Regional Planning*, 2(12), 310. <https://doi.org/10.5897/JGRP09.069>
- Salata, F., Golasi, I., Proietti, R. y de Lieto, A. (2017). Implications of climate and outdoor thermal comfort on tourism: the case of Italy. *International Journal of Biometeorology*, 61(12), 2229-2244. <https://doi.org/10.1007/s00484-017-1430-1>
- Scott, D. y McBoyle, G. (2001). Using a tourism climate index to examine the implications of climate change for climate as a tourism resource. En Commission on Climate, Tourism and Recreation (Eds.), *Proceedings of the first international workshop on climate, tourism and Recreation* (69-88) Freiburg, Germany: International Society of Biometeorology. Recuperado de http://www.academia.edu/2876399/Using_a_tourism_climate_index_to_examine_the_implications_of_climate_change_for_climate_as_a_tourism_resource
- Scot, D., Ruddy, M., Amelung, B., y Tang, M. (2016). An Inter-Comparison of the Holiday Climate Index (HCI) and the Tourism Climate Index (TCI) in Europe. *Atmosphere*, 7(6), 80. <https://doi.org/10.3390/atmos7060080>
- Tang, M. (2013). Comparing the Tourism Climate Index and Holiday Climate Index in Major European Urban Destinations (Tesis Doctoral). Recuperado de https://uwspace.uwaterloo.ca/bitstream/handle/10012/7638/Tang_Mantao.pdf?sequence=1

La desalinización. De recurso cuestionado a recurso necesario y estratégico durante situaciones de sequía para los abastecimientos en la Demarcación Hidrográfica del Segura¹

Desalination. From a questioned resource to a necessary and strategic resource during drought situations for the water supply in the Segura River Basin

Álvaro Francisco Morote Seguido²

Resumen

En España, la desalinización ha cobrado un gran impulso en las dos últimas décadas gracias a la aprobación en 2001 del Plan Hidrológico Nacional y en 2004 del Programa A.G.U.A. Ello ha sido motivado por dos factores principales: 1) Las recurrentes e intensas sequías en las últimas décadas, en especial, la de los años noventa en la que se puso de manifiesto la necesidad de la búsqueda de nuevas fuentes y la apuesta por los recursos hídricos no convencionales (desalinización y aguas regeneradas depuradas); y 2) Cambio del antiguo paradigma hidráulico basado en el incremento de la oferta mediante las transferencias de aguas. El objetivo de esta investigación es analizar el rol que ha desempeñado la desalinización en los abastecimientos durante la actual sequía 2015-2018 en la Demarcación Hidrográfica del Segura y, en especial, durante el cierre temporal del Acueducto Tajo-Segura (2017-18). A partir de datos de producción de agua desalinizada y volúmenes almacenados en los embalses de cabecera de la cuenca del Tajo se extrae la conclusión de que la desalinización, a pesar de su tradicional controversia, se ha convertido en una fuente de vital importancia y un recurso estratégico que ha permitido que no se hayan producido restricciones en la costa del sureste peninsular. De esta manera, se puede afirmar que se ha conseguido un territorio menos vulnerable a la sequía y a los efectos del cambio climático.

Palabras clave: Desalinización; sequía; cambio climático; agua; cuenca del Segura.

Abstract

In Spain, desalination has gained tremendous impetus in the last two decades thanks to the approval of the National Hydrological Plan (2001) and the Program A.G.U.A. (2004). This is due to two main factors: 1) The recurrent and intense droughts in recent years and, especially, the drought of the nineties in which the need to find new sources and the commitment to using unconventional water resources was highlighted (desalination and recycled reclaimed water); and 2) By changing the old hydraulic paradigm based on the increase in the water supply by means of water transfers. The aim of this research work is to analyse the role that desalination, a traditional controversial resource, has played in supplying water during the current drought 2015-2018 in the Segura River Basin (southeast of Spain) and, in particular,

1 Este trabajo es resultado del proyecto "Usos y gestión de recursos hídricos no convencionales en el litoral de las regiones de Valencia y Murcia como estrategia de adaptación a la sequía" (CSO2015-65182-C2-2-P) financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad.
2 Departamento de Didáctica de las Ciencias Experimentales y Sociales, Universidad de Valencia, España. alvaro.morote@uv.es

during the temporary closure of the Tagus-Segura Aqueduct (2017-18). In conclusion, it should be noted that desalination has become a source of vital importance that has prevented water restrictions on the coast of the south east peninsula. Consequently, the region is less vulnerable to drought and the effects of climate change.

Keywords: Desalination; drought; climate change; water; Segura River Basin.

1. Introducción

Para los usos urbano-turísticos, la necesidad de planificar los usos actuales y futuros teniendo en cuenta una posible disminución de recursos hídricos ha sido puesto de manifiesto por diversos autores en relación con el turismo y agua (Gössling *et al.*, 2012; Olcina y Vera, 2016). En este sentido, las acciones de complementariedad en los usos hídricos que incorporan recursos de procedencia diversa se presentan como solución alternativa en territorios con estrés hídrico y con desarrollo de actividades económicas de interés (Rico, Olcina y Baños, 2014; March, Hernández y Saurí, 2015; Morote y Hernández, 2017). Al respecto, en España, los recursos hídricos han condicionado el desarrollo de las actividades socio-económicas, especialmente, las adscritas al sureste peninsular, región caracterizada por la escasez de agua, por la notable exposición física frente al riesgo de sequía (Morales, Olcina y Rico, 2000; Rico, 2004) y la dependencia e importancia de las transferencias hídricas (Gil y Gómez, 2017; Gómez, 2017; Gil, Martínez y Gómez, 2018). El área de estudio de este trabajo es la Demarcación Hidrográfica de la cuenca del Segura (sureste peninsular), territorio que ha experimentado un notable incremento de la demanda de agua desde las décadas de los sesenta y setenta del pasado siglo en relación con la expansión de regadíos hortofrutícolas y con el poblamiento y desarrollo turístico-residencial (Rico, 2007; Hernández y Morales, 2008; Vera, Olcina y Díez, 2009; Hernández, 2013). Una de las principales repercusiones ha sido el incremento de la superficie urbanizada y de población (Gaja, 2008; Morote y Hernández, 2016). Este hecho, cabe indicar que no solo afecta a esta área, sino que también se ha producido en otras regiones españolas (Raya y Benítez, 2002; Domene y Saurí, 2006; Albert y Rullán, 2007; Hof y Wolf, 2014) y del resto del mundo con condiciones climáticas y modelos de urbanización similares (Loh y Coghlan, 2003; Troy y Holloway, 2004; Fernández y Barrado, 2011).

En el sureste peninsular, el incremento de la demanda de agua (usos urbanos-turísticos y agrícolas) ha repercutido en un aumento de la vulnerabilidad de los sistemas de suministro frente a la sequía, al igual que la presión sobre el recurso agua (Morote, Olcina y Rico, 2017c). En ese contexto, como ha sucedido con Castilla-La Mancha, han aecido conflictos socio-territoriales por el uso de aguas superficiales y por el funcionamiento de transferencias hídricas como son los trasvases Tajo-Segura, Júcar-Turia y Júcar-Vinalopó (Rico, 2010). Por este motivo, y como se constató con el Plan Hidrológico Nacional (2001), los crecientes problemas en términos ambientales y socio-económicos de soluciones convencionales como los trasvases habrían motivado un replanteamiento general de estas soluciones y, la oposición que conllevó su principal proyecto como fue el Trasvase del Ebro (Saurí, 2003; Saurí y Del Moral, 2001). Hasta la sequía ibérica sufrida entre 1992-95, la solución a los problemas de carencia de recursos hídricos en España, planteada en anteriores períodos de sequía, se basó en la posibilidad de obtener nuevos recursos, generalmente de origen subterráneo (Morales *et al.*, 2000). Por ello, se primaban actuaciones y políticas dirigidas a generar más oferta de recursos (Rico, Olcina, Paños y Baños, 1998) sin tomar medidas racionales en el control de las demandas. Dicho periodo de escasez de precipitaciones abrió el debate sobre la necesidad del aprovechamiento y la ordenación integrada de la totalidad de recursos potencialmente útiles, centrando la atención en las denominadas fuentes no convencionales, principalmente agua desalinizada (Morote, Rico y Moltó, 2017a) y aguas regeneradas depuradas (Rico, Arahuetes y Morote, 2016).

La desalinización se ha erigido como un recurso hídrico clave en los espacios áridos y semiáridos (March *et al.*, 2015; Hernández-Sánchez, Boluda-Botella y Sánchez-Lizaso, 2017). En la cuenca mediterránea, por ejemplo, este recurso ya se considera como una fuente estratégica y de primer orden para el abastecimiento en algunos países como es el caso de Israel (Feitelson y Rosenthal, 2012). También cabe destacar que, incluso la desalinización se ha convertido en un recurso de vital importancia en países de clima atlántico debido, tanto a la escasez de recursos hídricos por la intensificación de la demanda como por una mayor intensidad y frecuencia de los episodios de sequía. Es el caso, por ejemplo, del Reino Unido (Loftus y March, 2016) que, para hacer frente al incremento de la demanda se construyó en 2003 la desalinizadora de Beckton (54,7 hm³/año de capacidad) que capta el agua del Estuario del río Tamesis

para suministrar agua potable al Área Metropolitana de Londres (*The Greater London*) (unos 15 millones de habitantes).

A nivel mundial existen alrededor de 18.000 plantas que producen agua potable con una capacidad de producción de 99,8 hm³/día, siendo el 60% agua procedente del mar (desalinizadoras) y el resto agua salobre procedente de acuíferos (desalobradoras). En relación con la tecnología usada cabe destacar que el 60% de toda la producción se realiza mediante la tecnología de ósmosis inversa. Respecto al destino de estos recursos, el 60% es para suministro urbano (Zarza, 2018). Por países, según la capacidad de producción instalada, el orden es el siguiente: Emiratos Árabes, Libia, Kuwait, Qatar, Estados Unidos, Japón y España (Fundación Aquae, 2018). Por regiones, en el Mediterráneo destacan tres puntos donde se concentran unas de las mayores áreas de producción: 1) Israel; 2) El sureste español; y 3) El Norte de África (principalmente en Argelia). En España, respecto a los datos de producción y capacidad, cabe insistir en la complejidad de su análisis debido al gran número de pequeñas plantas construidas por comunidades de regantes y usuarios que, hacen complejo conocer con exactitud las cifras reales. Caji-gas (2012) estimó 1.500 hm³/año de capacidad de producción, unas 700 plantas y, destacando además que, España es el país más puntero en tecnologías de desalinización por ósmosis inversa (el 87% de la producción) y el que más agua desalinizada destina para regadío (el 30%). Por otra parte, Morote *et al.* (2017a) indican que en España existen alrededor de 900 plantas con una capacidad de producción de 1.100 hm³/año. Respecto al suministro urbano, cabe poner de manifiesto que el 5% del total del volumen suministrado, actualmente, es agua desalinizada. A ello, cabe sumar que España cuenta con la planta con mayor capacidad de producción en Europa (Torrevieja con 80 hm³/año) y que, de las 20 empresas relacionadas con la construcción de desalinizadoras en el mundo, 8 son españolas (Zarza, 2018). De hecho, la planta con mayor capacidad a nivel mundial (Sorek; Tel Aviv, Israel), inaugurada en 2013 y con una capacidad de 227 hm³/año, fue construida por la empresa española Sadyt (Fundación Aquae, 2018).

En el sureste peninsular, la desalinización ha garantizado de forma muy notable el suministro de agua, especialmente en áreas litorales y prelitorales, donde el crecimiento de nuevos desarrollos urbanos precisa de volúmenes de agua adicional. Por lo tanto, diversificar las fuentes de suministro debería ser una estrategia para la gestión de las sequías (como la actual de 2015-18). Como ponen de manifiesto Feitelson y Jones (2014) la desalinización ha tenido un notable desarrollo como solución a la escasez de agua en países localizados en regiones semiáridas, sin embargo, este recurso, no ha estado exento de polémica (controversia social, económica, política y ambiental) (Morote *et al.*, 2017a; 2017b). Como indican March *et al.*, (2015), la desalinización sigue representando una alternativa con importantes puntos de contacto con el paradigma hidráulico tradicional basado en las grandes obras gestionadas de una manera centralizada a partir de un enfoque “*top-down*” y que, generalmente se justifican acudiendo a una escasez pretendidamente “natural” (Saurí y Del Moral, 2001). Sin embargo, la desalinización también constituye, hasta cierto punto, una muestra de los cambios recientes en la gestión del agua, especialmente en lo que se refiere a una mayor presencia de intereses privados en esta gestión, también a nivel de abastecimientos en alta y para aquellos usos que, en principio, disponen de mayor capacidad económica (March, 2015).

Para el caso español, cabe indicar que hay autores que han discutido acerca del rol que puede jugar la desalinización en la política hídrica (Gil, Bernabé y Gómez, 2017; Morote *et al.*, 2017a; 2017b; Del Moral *et al.*, 2017; Swyngedouw, 2015; Swyngedouw y Williams, 2016), debate y controversia que también ha surgido en otras regiones y países en relación con los costes económicos (Zetland, 2017) como, por ejemplo, en Australia en torno al debate de la desalinización y la construcción de embalses (Turner *et al.*, 2017). Respecto a los impactos sociales, cabe indicar que este recurso no convencional tradicionalmente ha llevado aparejado un problema de aceptación social (Gibson *et al.*, 2015) que, también se ha dejado notar en el caso español con la escasa percepción de este recurso por sus elevados costes. Morote *et al.* (2017a) indican que la desalinización puede significar el final de la escasez “física” de agua en las áreas costeras del mediterráneo, no obstante, diferentes autores se han referido también a un concepto nuevo, el de “escasez socio-económica” que, vendría definido por la imposibilidad de algunos usuarios de acceder a esos nuevos volúmenes de agua (Meerganz Von Medeazza, 2004; March, Saurí y Rico, 2014; March, 2015), especialmente por los usuarios agrícolas (Aznar, Belmonte y Valera, 2007; Morote *et al.*, 2017a) e, incluso usuarios urbanos debido a la creación de una percepción de “escasez de agua” (Fragkou y McEvoy, 2016).

En relación con la sequía, considerada como el mayor riesgo natural que amenaza a la sociedad actual, tiene amplios impactos negativos en el medio (Paneque y Vargas, 2015; Paneque, Lafuente y

Vargas, 2018). En el caso del sur europeo, se trata de una región notablemente propensa a este peligro climático (Vargas y Paneque, 2017; 2018). La importancia de la desalinización se acentúa, más aún si cabe, si se tienen en cuenta los efectos del cambio climático y la adaptación a éste, constituyendo uno de los mayores retos de las sociedades a escala global (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2014). En este sentido, en España, se ha realizado modelización regional de precipitaciones y de recursos de agua circulante que, en ambos casos, señalan una disminución más cuantiosa en los territorios situados al sur del paralelo 40° norte (Agencia Estatal de Meteorología, 2017; Centro de Estudios y de Experimentación de Obras Públicas, 2017). Según Olcina y Vera, (2016), hay dos procesos que, por efecto del calentamiento global, pueden acentuarse en España con implicaciones directas en los recursos hídricos: 1) El aumento de los extremos atmosféricos (precipitaciones más intensas y concentradas en el tiempo); y 2) La reducción de precipitaciones y de volúmenes de agua disponible y acentuación de las sequías. La producción de agua desalinizada ha sido considerada por el Grupo Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC), como una fuente de recursos con gran potencial para plantear estrategias adaptativas frente al cambio climático, particularmente en ámbitos y regiones caracterizadas por la aridez (Morote *et al.*, 2017a). Estos recursos no convencionales podrían contribuir, como indican Baldwin y Uhlman (2010), a elevar la seguridad hídrica para convertirse en una fuente de suministro robusta, modulando su producción en la medida que sea preciso, atendiendo a las oscilaciones de oferta que experimentan los recursos convencionales por condicionantes climáticos e hidrológicos sujetos a periodos de intensa y prolongada sequía.

El objetivo de este trabajo es llevar a cabo un análisis del rol que está desempeñado la desalinización en la Demarcación Hidrográfica de la cuenca del Segura (sureste peninsular español) durante la actual situación de sequía (2015-2018). Para ello, se tendrá en cuenta y se valorará la importancia de este recurso durante situaciones de reducción de precipitaciones y, como ha sucedido, con el cierre temporal del Acueducto Tajo-Segura (mayo de 2017-marzo de 2018) y cómo puede convertirse en un recurso estratégico y de adaptación a la sequía. Como hipótesis de investigación cabe indicar que este recurso, a pesar de las desventajas que aún tiene respecto a otras fuentes de suministro, se convierte en una fuente indispensable durante situaciones de reducción de precipitaciones y una alternativa a los trasvases para la gran mayoría de los suministros urbanos litorales y prelitorales del sureste ibérico.

2. Metodología

La metodología aplicada ha sido la de un estudio regional en un medio semiárido, como es el caso de la Demarcación Hidrográfica del Segura. La labor de búsqueda de documentación y consulta de datos y el trabajo de campo han constituido la base para el desarrollo de esta investigación. Atendiendo a los objetivos del trabajo se han seguido dos fases. La primera de ellas ha sido la realización de una revisión y análisis de trabajos relacionados con la sequía y su aseveración por los efectos del cambio climático y estudios sobre la desalinización, especialmente, en la Demarcación Hidrográfica de la cuenca del Segura (área de estudio) (Figura 1). Además, se ha realizado un balance de ventajas y desventajas que ofrece este recurso a partir de esta revisión de trabajos y cómo pueden extrapolarse al caso de estudio.

En segundo lugar, gracias a la realización de diferentes reuniones con los gerentes y técnicos (septiembre y octubre de 2017) de los principales organismos y empresas que gestionan las plantas desalinizadoras en el sureste peninsular (Mancomunidad de los Canales del Taibilla —MCT, y Aguas de las Cuencas Mediterráneas— Acuamed), se han proporcionado y manejado datos e información actualizada. Concretamente, se han facilitado datos de precio del agua (€/m³), consumo de energía (kWh/m³) y producción de agua (hm³/año). En este trabajo se ha tenido en cuenta esta información, especialmente durante la actual situación de sequía 2015-2018, además de datos de transferencias del Acueducto Tajo-Segura (ATS) y volúmenes de almacenamiento en la cabecera del Tajo (embalses de Entrepeñas y Buendía) proporcionados por el Ministerio para la Transición Ecológica, al igual que las distintas fuentes de suministro de la MCT. Con ello, se ha podido comprobar la tendencia del agua desalinizada producida en el sureste peninsular durante este periodo. Con estos datos y con la bibliografía consultada se ofrece un balance de inconvenientes y ventajas de la desalinización en el área de estudio y qué medidas de actuación se deberían adoptar en relación con este recurso para lograr una mayor implantación de uso en las áreas costeras. También se ha consultado el informe realizado en 2017 por el Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo-Segura (SCRATS) para analizar las soluciones para el aporte de recursos complementarios a las zonas abastecidas por el ATS. Para este último caso, la información proporcionada por estos usuarios

agrarios ha servido para poder comparar en el apartado de Discusión de resultados las desventajas que aún ofrece la desalinización para la agricultura en comparación con los suministros urbanos.

Figura 1. Área de estudio. Demarcación Hidrográfica de la cuenca del Segura



Elaboración propia

3. Resultados

3.1. *La sequía, un riesgo natural inherente del sureste peninsular agravado por el cambio climático e incremento de la demanda de agua*

La sequía es un fenómeno natural que se define como una anomalía transitoria con valores de precipitación inferior a lo normal en un área determinada durante un periodo de tiempo más o menos prolongado (Wilhite, 2000). Según Rico (2004) las sequías ofrecen como denominador común la disminución de lluvias durante periodos de tiempo más o menos prolongados que, con ello, restringen la oferta natural de recursos de agua disponible. Por su parte, La Calle (2007) explica que es una situación de descenso de las precipitaciones de duración e intensidad inusual que, no debe confundirse con la aridez habitual y natural de determinados lugares o la escasez producida por la explotación humana de las aguas. En España, por su propia ubicación geográfica, en relación con la circulación atmosférica general del oeste y la subsidencia subtropical, los episodios de sequía constituyen uno de los principales riesgos naturales de origen atmosférico (Rico, 2004; Olcina, 2018). Al respecto, Vargas y Paneque (2018) ponen de manifiesto que las distintas regiones españolas vivirán este tipo de episodios de manera periódica por lo que desde el punto de vista de su gestión es fundamental asumir la normalidad de este tipo de eventos.

En España, los efectos de las sequías, grado de percepción y respuestas humanas son muy diferentes según regiones (Rico, 2001). Según Rico (2004), Baleares, Canarias y los territorios adscritos a las confederaciones hidrográficas del Segura, Júcar y Sur tienen demandas próximas o superiores a la oferta natural de recursos existentes. Un factor decisivo en España ha sido la intensificación de los consumos propiciado por la expansión de las ciudades e industrias, la configuración de dorsales urbano-turísticas en territorios costeros y el incremento en más de 2 millones de hectáreas de regadíos durante los últimos cincuenta años (Hernández, Rico y Juárez, 2010). Por ejemplo, para el caso de la cuenca del Segura, el balance entre demanda y recursos hídricos pone de manifiesto que existe un déficit de unos 400 hm³ (Plan Hidrológico de la cuenca del Segura, 2015-2021). Respecto a lo anterior, como explican Vargas y Paneque (2018), a la situación climatológica actual, se suma la persistencia de un modelo de gestión del agua expansionista basado en el aumento de la oferta hídrica, fundamentalmente por el incremento del regadío y la puesta en riego de cultivos tradicionalmente de secano y a ello, se une la primacía de las estrategias de

gestión de las sequías basadas en las medidas reactivas y de emergencia sobre las estrategias preventivas, de mitigación y adaptación, las cuales, deberían ser objeto de un proceso de planificación. De esta forma, ante la ausencia de criterios y de medidas concretas de planificación territorial para ordenar la expansión de las diferentes áreas de uso y, con ello, de las demandas de agua, para el caso del sureste peninsular, según algunos autores, éste ha alcanzado una situación que se denomina de “déficit estructural” donde los recursos disponibles son siempre insuficientes para atender los consumos establecidos (Calvo, 2002).

En la Demarcación Hidrográfica de la cuenca del Segura, el actual periodo de sequía fue declarado con la aprobación del Real Decreto 356/2015, de 8 de mayo, por el que se aprobó la situación de sequía en el ámbito territorial de la cuenca y por la que se adoptan medidas excepcionales para la gestión de los recursos hídricos. En dicho RD se ponía de manifiesto que la situación hidrológica en la que se encontraban los aprovechamientos vinculados al ATS y la cabecera del Tajo como consecuencia de la falta de precipitaciones durante el anterior año hidrológico, ocasionaba que no se garantizaran las demandas de agua en la cuenca del Segura. A esta situación de sequía en la cabecera del Tajo cabe añadir el establecimiento de unas normas de explotación más conservadoras que las que regían anteriormente. Estas nuevas reglas del ATS establecidas en la disposición adicional decimoquinta de la Ley 21/2015, de 20 de julio, de Montes y en el Real Decreto 773/2014, de 12 de septiembre han significado que el umbral mínimo de “no trasvase” se eleve de 240 a 400 hm³ cuando se alcance este volumen en los embalses de cabecera (Entrepeñas y Buendía). La media mensual del volumen almacenado en cabecera durante la última década es de 666 hm³ (desde octubre de 2008 a julio de 2018) pero esta cifra experimenta fuerte oscilación dependiendo de situaciones de sequía y de bonanza pluviométrica. Ello significa que, fácilmente, durante periodos de sequía, el volumen de agua almacenada se situará por debajo del umbral de no trasvase (400 hm³) como ya se ha constatado durante los años hidrológicos 2005-06, 2009-10 y 2015-16. Sin embargo, como en esos años estaba rigiendo el anterior límite de “no trasvase” de 240 hm³, las transferencias a la cuenca del Segura fueron permitidas. Ello significó que, de un total de capacidad total de almacenamiento en Entrepeñas y Buendía de 2.474 hm³, con un 12% de agua embalsada se efectuaron transferencias. Además, como han analizado Morote *et al.* (2017c) los volúmenes almacenados en cabecera se situarán por debajo del nuevo umbral de no trasvase aproximadamente cada cinco años (ciclos de sequía). Por tanto, habrá que tener en cuenta que no se permitirán transferencias a la cuenca del Segura coincidiendo con estos episodios con lo que es de vital importancia buscar alternativas y soluciones para paliar esa reducción de aportes.

Tabla 1. Nuevas reglas de explotación del Acueducto Tajo-Segura. Niveles mensuales de caudal almacenado en cabecera (Entrepeñas y Buendía)

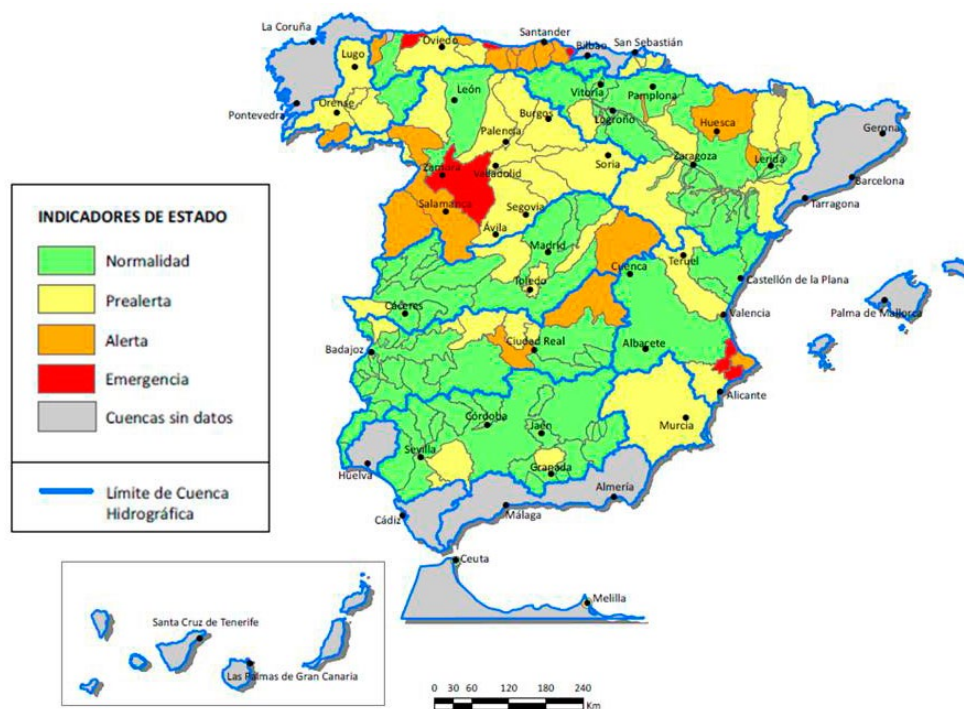
Nivel 1. Se dará cuando las existencias conjuntas en Entrepeñas y Buendía sean iguales o mayores que 1.300 hm ³ , o cuando las aportaciones conjuntas entrantes a estos embalses en los últimos doce meses sean iguales o mayores que 1.200 hm ³ . En este caso el órgano competente autorizará un trasvase mensual de 60 hm ³ , hasta el máximo anual antes referido.
Nivel 2. Se dará cuando las existencias conjuntas de Entrepeñas y Buendía sean inferiores a 1.300 hm ³ , sin llegar a los volúmenes previstos en el Nivel 3, y las aportaciones conjuntas registradas en los últimos doce meses sean inferiores a 1.200 hm ³ . En este caso el órgano competente autorizará un trasvase mensual de 38 hm ³ , hasta el máximo anual antes referido.
Nivel 3. Se dará cuando las existencias conjuntas en Entrepeñas y Buendía no superen, a comienzos de cada mes: Octubre (613 hm ³), Noviembre (609 hm ³), Diciembre (605 hm ³), Enero (602 hm ³), Febrero (597 hm ³), Marzo (591 hm ³), Abril (586 hm ³), Mayo (645 hm ³), Junio, (673 hm ³), Julio (688 hm ³), Agosto (661 hm ³), Septiembre (631 hm ³). En este nivel, denominado como de situación hidrológica excepcional, el órgano competente podrá autorizar discrecionalmente y de forma motivada un trasvase de hasta 20 hm ³ /mes.
Nivel 4. Se dará esta situación cuando las existencias conjuntas en Entrepeñas y Buendía sean inferiores a 400 hm ³ , en cuyo caso no cabe aprobar trasvase alguno.

Fuente: Ley 21/2015, de 20 de julio, por la que se modifica la Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes. Elaboración propia

La situación de sequía en la cabecera del Tajo ya era grave antes de que entraran en funcionamiento las nuevas reglas de explotación en 2016. La reducción de aportes ya se venía produciendo desde el año hidrológico 2014-15 (Figura 2). Por ejemplo, en septiembre de 2014 el volumen almacenado ascendía a 604 hm³ (el 24,73% de la capacidad total de los embalses de cabecera) en contraste con la primavera de ese mismo año en el que los volúmenes superaban los 800 hm³. Esta situación de reducción de aportes se mantuvo durante dicho año hidrológico hasta que, en septiembre de 2015, el agua almacenada registrada

era inferior a los 400 hm³. De estar vigentes las nuevas reglas de explotación en esa fecha, no se podría haber autorizado trasvase alguno (Tabla 1). En ese mes el volumen de agua almacenada era de tan sólo 360 hm³ (el 14,74% de la capacidad total). Esta situación permaneció hasta el mes de marzo de 2016 en la que, tras las lluvias de primavera, los volúmenes se recuperaron levemente hasta el mes de abril de 2017 (nivel 3) pero con unos volúmenes de almacenamientos próximos a los 400 hm³ alcanzando tan sólo un máximo de 626 hm³ en junio de 2016. Sin embargo, tras un otoño e invierno secos la situación se agravó durante 2017. En mayo de ese año las reservas se situaron por debajo del límite de no trasvase (393 hm³) y, por tanto, el ATS se cerró temporalmente. Esta situación se mantuvo hasta marzo de 2018 (11 meses en la que el ATS permaneció cerrado) alcanzando un mínimo de 233 hm³ en diciembre de 2017 (el 9,54% de la capacidad total de almacenamiento) (Figura 3). Finalmente, tras la sucesión de entradas de borrascas atlánticas durante los meses de febrero y marzo de 2018, los niveles de agua embalsada se recuperaron y, en abril de 2018 se alcanzó nuevamente el nivel 3 (467 hm³), entrando en funcionamiento de nuevo el ATS con un trasvase mensual de 20 hm³/mes. También cabe indicar que a esta situación (reducción de volumen almacenado durante la sequía en la cabecera del Tajo) influyeron factores estructurales como es una mayor evaporación durante los meses estivales, el agua desembalsada para el abastecimiento de los pueblos ribereños que, son los que tienen prioridad de uso, y el incremento de la demanda de agua durante el verano. Este periodo de sequía se dejó notar también en el resto de la cuenca del Tajo. Con un total de almacenamiento de la cuenca de 11.012 hm³, en el peor de los meses de la sequía (diciembre de 2017), tan sólo había almacenado un total de 4.119 hm³ (el 37%), destacando que, durante la última década la media de volumen almacenado asciende a 5.350 hm³ (48,58%).

Figura 2. Mapa de seguimiento de la sequía (mayo de 2015)

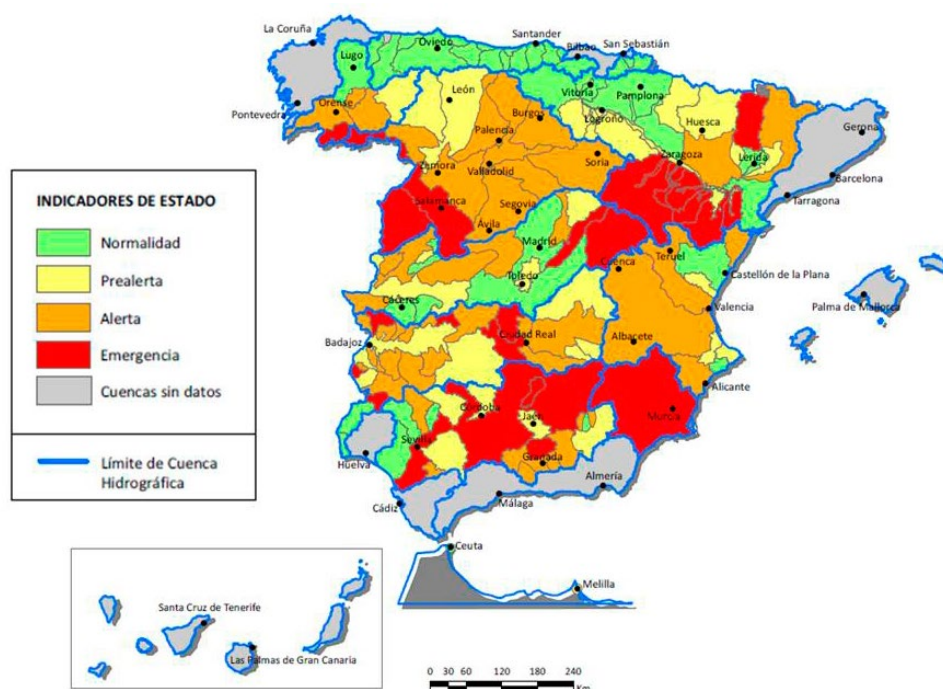


Fuente: Ministerio para la Transición Ecológica (2018)

En desarrollo de lo establecido en el artículo 27 del PHN (2001), la Demarcación Hidrográfica del Segura tiene implantado un Sistema Global de Indicadores Hidrológicos que permite prever situaciones de sequía (Figura 2 y 3). Este sistema se encuentra declarado por la Orden MAM/698/2007, de 21 de marzo, por la que se aprueban los planes especiales de actuación en situaciones de alerta y eventual sequía (PES) en los ámbitos de los planes hidrológicos de cuencas intercomunitarias. El Indicador de Estado del Sistema Global de la cuenca del Segura, calculado según la metodología descrita en el plan especial de actuación de la Demarcación Hidrográfica del Segura, se encontraba el 15 de marzo de 2015 en situación de prealerta (0,427). Este indicador de Estado del Sistema Global que, oscila entre 0 y 1, había

descendido en un año desde el valor de 0,887 (1 de marzo de 2014) hasta el 0,460 referido, manteniendo una tendencia descendente debido a la disminución de las aportaciones interanuales que se produjeron en la cabecera de las cuencas del Segura y Tajo. De tal manera que, si en la cuenca del Segura la aportación interanual (la de los últimos 365 días) a fecha 1 de marzo de 2014 era de 752,2 hm³, ese mismo día de 2015 era de tan solo 381 hm³, lo que suponía una merma del 50%. Por su parte y en lo que se refiere a los regadíos vinculados al ATS, cuyos usuarios de acuerdo con las sentencias del Tribunal Supremo de fecha 25 de noviembre de 2002 y 24 de mayo de 2013, lo son también de la cuenca del Segura al pertenecer a ésta las aguas desde que resultan trasvasadas, habían visto reducidos sus recursos disponibles, desde los 142,5 hm³ que se acordó trasvasar para regadío entre los meses de octubre y febrero de 2014 a los 94,5 hm³ de 2015.

Figura 3. Mapa de seguimiento de la sequía (febrero de 2018)

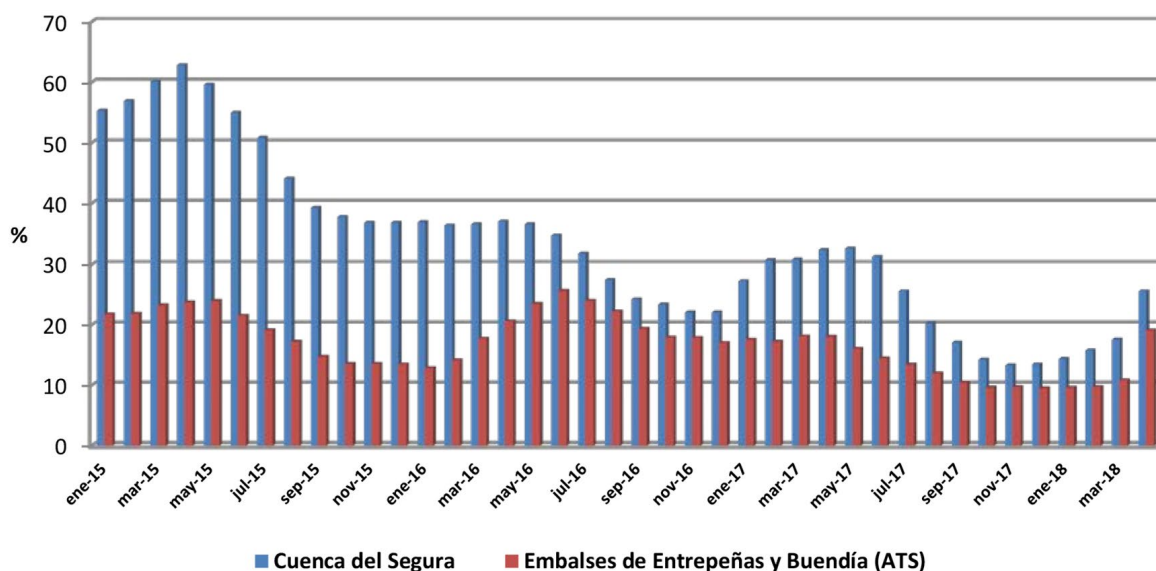


Fuente: Ministerio para la Transición Ecológica (2018)

Esta situación venía causada ya desde el año hidrológico 2013/14 que fue extremadamente seco y cálido desde el punto de vista meteorológico, con una precipitación en el conjunto del ámbito territorial de la cuenca del Segura de tan sólo el 42% de su valor medio histórico, como consecuencia de una pluviometría acumulada de unos 153 mm sobre un valor medio anual de 365 mm. Ese hecho agravó el déficit de recursos existente en la cuenca que, con pluviometría normal, ya se eleva a 480 hm³/año y que se encuentra asociado a la sobreexplotación de aguas subterráneas y a la infradotación de los cultivos existentes principalmente en zonas regables del ATS, dificultando la consecución de los objetivos ambientales para las distintas masas de agua en los plazos previstos en el Plan Hidrológico de la Demarcación. En la cuenca del Segura, el peor periodo de la sequía fue el comprendido entre los meses de julio de 2017 y marzo de 2018, en el que las reservas se encontraban por debajo del 25%, destacando, por ejemplo, los meses de otoño e invierno de 2017 como noviembre (13,33%) y diciembre (13,51%). Tras las lluvias de marzo y abril, las reservas se recuperaron hasta alcanzar porcentajes superiores al 30% (Figura 4). A esta situación, como se ha comentado anteriormente, cabe añadir que las reservas de la cabecera del Tajo se recuperaron y volviendo el ATS a funcionar. Tras tres años de la declaración de sequía en el ámbito del Segura, actualmente, a pesar de que las reservas en los embalses de cabecera del ATS han alcanzado la cifra de 586 hm³ (24 de septiembre de 2018; por encima del umbral de no trasvase fijado en 400 hm³) y, un porcentaje de almacenamiento del 22,28% de los embalses en la cuenca del Segura que albergan 254 hm³ (612 hm³ de media en la última década), actualmente, la situación sigue siendo de sequía (Figura 4). De hecho, desde la declaración del citado RD de 2015 de 8 de mayo, se han aprobado hasta 4 prórrogas (Real

Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, 1ª prórroga hasta el 30/09/2016; Real Decreto 335/2016, de 23 de septiembre, 2ª prórroga hasta el 30/09/2017; Real Decreto 851/2017, de 22 de septiembre, 3ª prórroga hasta el 30/09/2018; y Real Decreto 1210/2018, de 28 de septiembre, 4ª prórroga hasta el 30/09/2019). Sin embargo, cabe indicar que desde el 27 de abril el índice de Estado General Global de la sequía en la cuenca del Segura pasó de “emergencia” a “alerta” (0,44), y ha entrado en “prealerta” con fecha de 1 de septiembre de 2018 (0,402).

Figura 4. Volumen de agua almacenada en la cuenca del Segura y cabecera del río Tajo (Entrepeñas y Buendía) (enero de 2015-julio de 2018)



Fuente: Ministerio para la Transición Ecológica (2018)

En relación con el cambio climático, en regiones del mundo, como la península Ibérica, éste puede ocasionar una disminución de las precipitaciones y una mayor intensidad de los periodos de sequía. En las tres últimas décadas se ha registrado ya una reducción a las aportaciones medias anuales ($\text{hm}^3/\text{año}$) en todas las demarcaciones hidrográficas españolas. Ello ha sido corroborado por diversos autores que ponen de manifiesto un claro cambio en los patrones de precipitación en los últimos veinte años (Martín y González, 2015). Para el caso del sureste peninsular se ha estimado en una reducción del 0-15%, un incremento de los periodos secos y un descenso de los días de lluvia (Valdés, Pardo y Tenza, 2017). Además, este cambio, ya observado en el patrón estacional de las lluvias, está provocando una disminución de días de lluvia al año y una concentración mayor de éstos en otoño en detrimento de la primavera (las dos únicas estaciones del año lluviosas en el sureste ibérico), teniendo en cuenta que las primeras, en las regiones del litoral mediterráneo, son poco aprovechables, torrenciales pero súbitas y no almacenables (Olcina, 2016). Comparando datos de aportación media de recursos hídricos entre 1996-2005 (serie corta), en relación con los valores medios del período 1940-1995 (serie larga), esta disminución se eleva al 14,3% para el conjunto del país, con valores más altos de esta reducción, por encima del 20%, que se corresponden con las cuencas hidrográficas situadas en la mitad sur peninsular y el litoral mediterráneo. Para la cuenca del Segura, la reducción de aportaciones ha sido del -38,2% (de 817 a 505 $\text{hm}^3/\text{año}$) en comparación con la media del periodo 1996-2005 y 1940-1995, siendo esta demarcación la que habría experimentado una disminución mayor en el conjunto de cuencas hidrográficas españolas (Martín y González, 2015). Por otra parte, el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura ha manejado en sus propuestas de planificación (Segundo Ciclo, 2015-21) unos porcentajes de reducción futura de los aportes de agua por los efectos del cambio climático del 5%.

En la cuenca mediterránea, no sólo se espera que aumenten las temperaturas medias, sino que también se prevé que las precipitaciones disminuyan durante el s. XXI, lo que agrega tensiones adicionales a la disponibilidad de agua (Morote *et al.*, 2017c). En este sentido, desde la Comisión Europea, en 2007, se afirmaba claramente que la elaboración de estrategias eficaces de gestión del riesgo de sequía debía

considerarse una prioridad. Además, cabe insistir que los gestores de los recursos hídricos necesitan tomar decisiones sobre cómo adaptarse al cambio climático antes de que se resuelvan las incertidumbres científicas de la modelización del clima y la evaluación del impacto hidrológico (Gober *et al.*, 2016). Como indica Olcina (2018), la situación por el acceso a los recursos hídricos se puede agravar, aún más, si se cumplen las previsiones de reducción de lluvia y de incremento de la irregularidad pluviométrica previstas en la modelización climática. Por tanto, habrá que tener muy en cuenta estos escenarios para la adaptación de los territorios a las sequías y reducir la vulnerabilidad de éstos frente a la reducción de aportes hídricos (Vargas y Paneque, 2017; 2018).

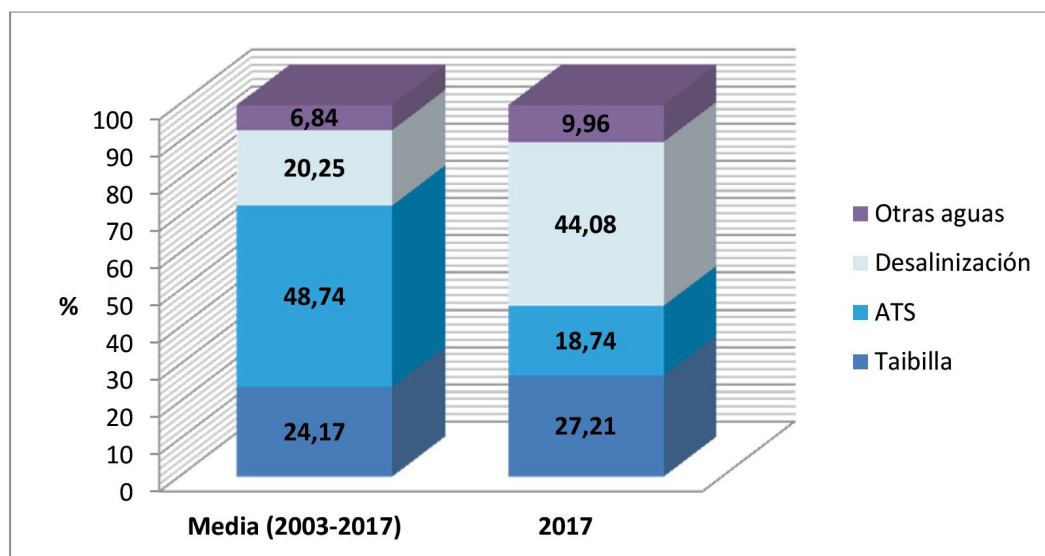
3.2. La desalinización. Un recurso estratégico durante situaciones de sequía

En España, el gran impulso de la desalinización se llevó a cabo gracias a la aprobación de la Ley 10/2001, de 5 de julio, del PHN y en 2004 por el Programa A.G.U.A. que desarrolla la Ley 11/2005, de 22 de junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del PHN. Respecto al primero, como indican Morote *et al.* (2017a), éste hizo suyas las peticiones de los distintos planes de cuenca que, recogieron diferentes actuaciones en materia de abastecimientos de agua. Sin embargo, la mayoría eran de perfil marcadamente hidráulico, con inversiones con la finalidad de crear nuevas conducciones de captación y transporte, embalses, potabilizadoras, estaciones depuradoras y desalinizadoras. Con la aprobación del Programa A.G.U.A. en 2004 se ha asistido al mayor impulso a la construcción de plantas desalinizadoras. Dicho programa surgió como una renovada política del agua en las cuencas del Mediterráneo que iban a ser abastecidas por el Trasvase del Ebro que se contempló en el PHN (2001). Uno de sus ejes centrales era la sustitución de 1.050 hm³ previstos en el mencionado trasvase con la desalinización y que, garantizaba, junto con las plantas previstas en el PHN y otras actuaciones en mejora de infraestructuras hidráulicas, el agua precisa para el abastecimiento de la MCT (usos urbanos) (March *et al.*, 2014).

En la MCT se concentra la mayor capacidad de producción de agua desalinizada en la Demarcación Hidrográfica de la cuenca del Segura. Las propias plantas de la MCT (San Pedro del Pinatar I y II, y Alicante I y II —éstas dos últimas adscritas a la cuenca del Júcar pero que también puede abastecer a áreas del Segura—), la capacidad de producción asciende a 96 hm³/año, aunque cabe matizar que, hasta el momento, nunca se ha alcanzado el volumen máximo de producción. Cabe explicar que el volumen producido ha oscilado en función de la coyuntura pluviométrica. Por ejemplo, sólo se desalinizaron 6,2 hm³ (el 6,45%) en 2013. Es decir, se alcanzó una cifra similar cuando comenzó a funcionar la de Alicante I en 2003 (5,2 hm³) pero, en este caso, con 4 desalinizadoras acabadas. Esto fue debido a la disponibilidad de otros recursos convencionales como fueron los proporcionados por el río Taibilla que, en 2013 proporcionó un volumen de 72,6 hm³, destacando además que, en el año anterior no alcanzó los 50 hm³. En cambio, cabe indicar que el histórico de volumen máximo de agua producida se ha producido en 2017 con un total de 54,6 hm³ que, sumado a la producción de las plantas de Valdelentisco, Águilas y Torrevieja (Acuamed) de las que la MCT también puede hacer uso para suministro urbano, la cifra ha alcanzado los 85,3 hm³. Por ejemplo, para el caso de las plantas de la MCT, la producción total en 2017 ha sido de: San Pedro del Pinatar I (22,7 hm³), San Pedro del Pinatar II (17,2 hm³), Alicante I (12,3 hm³) y Alicante II (9,8 hm³). Sin embargo, si se tiene en cuenta el porcentaje de agua producida, éste alcanza la cifra del 56,8% de la capacidad total instalada en el área atendida por la MCT (96 hm³/año). Por lo tanto, en la MCT, la producción se ha visto influenciada por el hecho de disponer de agua procedente del Taibilla y del ATS. Por este motivo, se puede apreciar que ante la reducción de los llamados recursos convencionales la desalinización se convierte en un recurso estratégico para paliar el déficit de agua.

En la cuenca del Segura, cada vez más, la desalinización se está convirtiendo en una fuente estratégica y necesaria y, especialmente coincidiendo con episodios de sequía que ha conllevado ya, al cierre temporal del ATS entre mayo de 2017 y marzo de 2018. Para el caso del suministro urbano, durante este periodo, dichas transferencias han sido sustituidas sin ningún problema con agua desalinizada (y en algunos casos las agrarias) evitando de esta manera cortes de suministro y restricciones. Ello, cobra mayor relevancia teniendo en cuenta que de los volúmenes suministrados por la MCT, las transferencias del ATS suponen el 56,38% (durante el periodo 1989-2017). Desde 2003 (fecha de finalización de la primera planta en la MCT —Alicante I—), la media de agua suministrada desalinizada por este organismo ha representado el 20,25% pero, sin embargo, durante 2017 ésta ha pasado a representar el 44,08%, mientras que las transferencias del ATS tan sólo han alcanzado la cifra del 18,74% (Figura 5).

Figura 5. Fuentes de suministro de la Mancomunidad de los Canales del Taibilla (media del periodo 2003-2017 y año 2017)



Nota: Se ha escogido el periodo a partir de 2003 debido a que es el año cuando se incorpora la desalinización como fuente de suministro (Alicante I.) Para el año 2017 cabe indicar que a partir de mayo de ese mismo año el ATS permaneció cerrado

Fuente: Mancomunidad de los Canales del Taibilla (2018)

Como se ha puesto de manifiesto, la situación actual de sequía se está afrontando con todas las plantas desalinizadoras del Programa A.G.U.A. en funcionamiento, a excepción de Torrevieja que tan sólo puede producir la mitad de su capacidad de producción por falta de suministro de energía (unos 40 hm³/año). Al respecto, cabe indicar que, a corto plazo, se pueda producir a su máximo rendimiento con la finalización de las obras de la línea eléctrica. Hasta la apertura de nuevo en abril de 2018 del ATS, las plantas de la MCT suministraron alrededor del 60-70% de los recursos disponibles en la franja litoral. La desalinización cobra un rol tan importante que, incluso ya se contempla como un recurso de emergencia para ser transferido a otras regiones y comarcas que no tiene un acceso “directo” a este recurso. Es el caso de la planta de Muchamiel (comarca de l’Alacantí; Demarcación Hidrográfica del Júcar) que, con una capacidad de producción de 18 hm³/año (construida en 2012), funcionó entre el verano de 2015 y otoño de 2016 para suministrar 10,8 hm³ a la comarca de la Marina Baja (principalmente para abastecer a la ciudad de Benidorm) a través de la conducción de emergencia Rabasa-Fenollar-Amadorio. Sin embargo, debido a las precipitaciones acaecidas durante el otoño de 2016, los embalses de la Marina Baja (Guadalest y Amadorio) se recuperaron, garantizando el suministro con recursos propios y, por tanto, no se prorrogó el convenio con Acuamed que prolongaba la concesión de suministro de agua desde esta planta.

4. Discusión de resultados

Durante la actual sequía 2015-18 se ha comprobado como la desalinización se ha convertido en un recurso de vital importancia para los abastecimientos. Por ejemplo, en la costa del sureste peninsular prácticamente no se han producido restricciones en el suministro urbano durante este periodo, a diferencia de la sequía de los noventa (Rico, 2004). Por lo tanto, la desalinización, ya es una realidad en gran parte de la costa mediterránea y en la Demarcación Hidrográfica del Segura. Este recurso cobra aún más importancia debido a que las normas de explotación del ATS se han modificado al pasar de 240 a 400 hm³. Con estas nuevas reglas de explotación las reservas en la cabecera del Tajo se situarán con gran frecuencia en el nivel 4 (no trasvase) como ya ha sucedido recientemente desde agosto de 2015 a enero de 2016 y desde mayo de 2017 hasta marzo de 2018. Como se ha puesto de manifiesto, en las tres últimas décadas se ha registrado ya una reducción a las aportaciones medias anuales (hm³/año) en todas las demarcaciones hidrográficas españolas. Para las dos cuencas hidrográficas que integran el sistema Tajo-Segura la reducción de aportaciones ha sido del -14,4% (Tajo, de 10.533 a 9.012 hm³/año) y del -38,2% (Segura, de 817 a 505 hm³/año) (Martín y González, 2015). De manera que, desde que se diseñó el ATS a la actualidad, los recursos disponibles en una y otra cuenca hidrográfica han disminuido.

Durante el cierre temporal del ATS las transferencias de esta infraestructura para usos urbanos se han suplido sin problemas con agua desalinizada. Ejemplo de ello son las ciudades del litoral y prelitoral de la cuenca del Segura que, durante este periodo, cerca del 60-70% del agua que se ha suministrado procedía de agua de mar. Cabe tener en cuenta que la media de transferencias del ATS es de 324 hm³/año (1979-2017), siendo para suministro urbano para la MCT, 122 hm³/año (el 37%). No obstante, durante 2017, en la MCT se ha suministrado un total de 85,3 hm³ de agua desalinizada (el 44,08%) para suplir las transferencias del ATS que, sumaron una cifra de 37 hm³ (18,74%) antes de su cierre en mayo de 2017. Sin embargo, la situación es totalmente diferente para el caso de los regadíos de la cuenca del Segura. Por ejemplo, es el caso de las explotaciones agrícolas que dependen del ATS. Al respecto, cabe destacar que el SCRATS (147.276 ha) elaboró en 2017 un informe de actuaciones a corto, medio y largo plazo para solventar la situación de escasez de recursos hídricos (Tabla 2). Determinaron que, para las áreas de regadío servidas por este sindicato de regantes, de seguir con la misma superficie de regadío y misma dotación, sería necesario contar con un volumen complementario de unos 205 hm³/año adicionales a los valores medios que se reciben procedentes de la cabecera del Tajo (SCRATS, 2017). En relación con la desalinización, cabe indicar que una de las medidas que se plantea es su impulso y generalización como recurso sustitutivo a las transferencias del ATS. Ello se debe a que cada vez más, los aportes desde la cabecera del Tajo se verán reducidos por los episodios de sequía y unas normas de explotación más conservadoras y justas para para la cuenca cedente.

Por ejemplo, se establece que se incremente la producción en las plantas ya existentes en la Demarcación Hidrográfica del Segura (Torrevieja, Valdelentisco y Águilas) (Programa A.G.U.A.) (Figura 6) que, podría suponer en una primera fase un volumen adicional del orden de 70 hm³/año frente a la producción actual. Una segunda medida es la ampliación de capacidad hasta el máximo previsto (un incremento de 140 hm³/año) frente a la producción actual, alcanzando los 260 hm³/año totales. La inversión estimada para este segundo paso es de 190 millones de euros. En el caso del aumento de la capacidad instalada prevista de las plantas, el coste de este incremento (considerando tanto la repercusión de la inversión como el coste de explotación) ascendería a 0,65 €/m³ (Torrevieja), 0,70 €/m³ (Valdelentisco), y 0,87 €/m³ (Águilas). Además, el SCRATS explica que estos valores son los de producción a pie de planta, y se verían incrementados en su caso por los costes de transporte en las redes existentes y en las nuevas conexiones previstas.

Tabla 2. Medidas relacionadas con la desalinización establecidas por el SCRATS (2017)

Incremento de la producción en las desalinizadoras ya existentes en la cuenca del Segura (Torrevieja, Valdelentisco y Águilas) (Programa A.G.U.A.).
<ul style="list-style-type: none"> • Aumento de la producción posible con las instalaciones actualmente disponibles que podría suponer en una primera fase un volumen adicional del orden de 70 hm³/año frente a la producción actual. • Ampliación de capacidad hasta el máximo previsto (incremento de 140 hm³/año) frente a la producción actual, alcanzando los 260 hm³/año totales. • Posibilidad de que el suministro eléctrico se realiza mediante energía solar fotovoltaica como apoyo al consumo de energía
Mejora de la conectividad entre las desalinizadoras y los embalses de regulación del postrasvase Tajo Segura
<ul style="list-style-type: none"> • Conexión de la desalinizadora de Valdelentisco con el embalse de la Rambla de Algeciras. • Conexión de los embalses de La Pedrera y Rambla de Algeciras. Una vez conectadas las plantas de Valdelentisco y Torrevieja con los embalses de Algeciras y La Pedrera

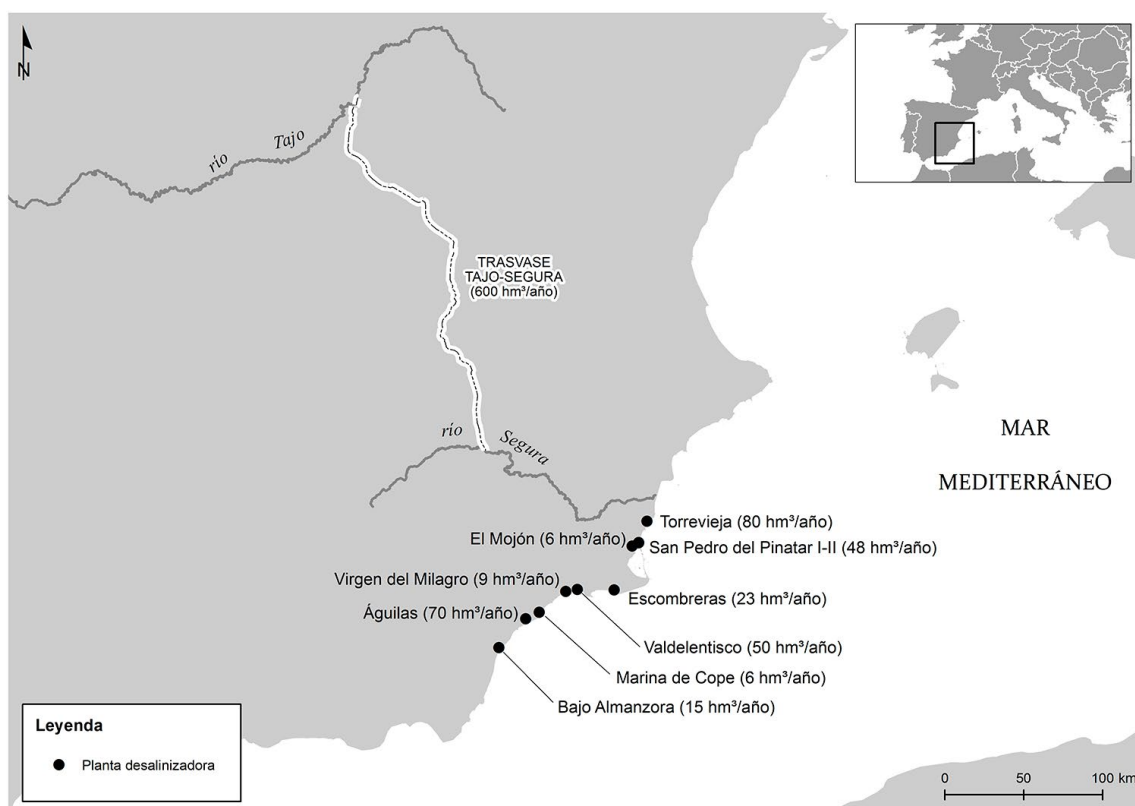
Fuente: SCRATS (2017). Elaboración propia

También se ha analizado la posibilidad de que el suministro eléctrico sea realizado mediante energía solar fotovoltaica como apoyo al consumo energético y ello, porque es mejor ambientalmente y viable, tanto técnica como económicamente y, reducirá, de esta manera, los costes de explotación. Finalmente, respecto a las medidas de incremento de la producción de agua, el SCRATS ha solicitado a Acuamed que la producción disponible no comprometida de estas plantas se destine a su demanda para cubrir el déficit existente en el que, en cualquier caso no deberían asignarse a nuevas demandas no contempladas en el Plan Hidrológico del Segura (2015-2021).

Otra medida tiene que ver con la mejora de la conectividad entre las desalinizadoras y los embalses de regulación del postrasvase Tajo-Segura. La primera de ellas es la Conexión de la desalinizadora de Valdelentisco con el embalse de la Rambla de Algeciras. Esta actuación, que ha sido declarada obra de emergencia al amparo del Real Decreto 356/2015 de 8 de mayo (citado anteriormente). Se encuentra ya

en ejecución con un presupuesto máximo estimado de 5 millones de euros y una capacidad de transporte máxima estimada del orden de 14 hm³/año. La segunda actuación es la conexión de los embalses de La Pedrera y Rambla de Algeciras. Una vez conectadas las plantas de Valdelentisco y Torrevieja con los embalses de Algeciras y La Pedrera, posibilitando así la producción continua y a plena capacidad de las plantas, se requiere conectar ambos embalses de forma que se cierre la red de conducciones principales con la mayor versatilidad y funcionalidad posible, repartiendo sus aguas eficazmente entre las zonas deficitarias. Con esta medida surge la necesidad de trasladar entre 33 y 47 hm³/año en el sentido de La Pedrera hacia Algeciras. Ello requiere para materializarse la construcción de una impulsión de aproximadamente 10 km con toma en el embalse de La Pedrera y estación de bombeo al pie del mismo y, de una conducción hasta la balsa al pie del embalse de la Rambla de Algeciras de unos 50 km. El presupuesto estimado de esta ejecución es de unos 90 millones de euros, y puede estar disponible a corto plazo si se aborda como emergencia al amparo del Real Decreto de sequía con vigencia prorrogada.

Figura 6. Localización de las principales plantas desalinizadoras en la Demarcación Hidrográfica del Segura



Elaboración propia

En relación con la sequía, recientemente se ha publicado la Ley 1/2018, de 6 de marzo, por la que se adoptan medidas urgentes para paliar los efectos producidos por la sequía en determinadas cuencas hidrográficas. Las extremadas condiciones climáticas que venía padeciendo el año 2016 en el sector agrario en las zonas señaladas, amenazaban la viabilidad económica de muchas explotaciones y su propia pervivencia como unidades productivas, lo que afectaría seriamente a la economía de las comarcas agrarias y al desarrollo de otros sectores de actividad económica relacionados con la agricultura. Para paliar el desequilibrio económico y posibilitar la continuidad de la actividad productiva de estas explotaciones, el Gobierno consideró necesario adoptar un conjunto de medidas, con carácter urgente, en el marco de la necesaria cooperación con las comunidades autónomas afectadas (Ley 1/2018, de 6 de marzo). Al respecto, entre las medidas vinculadas con la desalinización se recoge el “Plan de choque de optimización de la desalación para un Mediterráneo sin sed” (Disposición adicional cuarta) donde se hace hincapié en que el Gobierno, con carácter urgente, aprobará un plan de choque que fomentará la utilización de recursos no convencionales (en este caso, desalinización), priorizando el uso del agua procedente de la desalini-

zación ya instalada mediante la ejecución de las obras y actuaciones pendientes y aún no concluidas y, en segundo lugar, el Gobierno habilitará los mecanismos de subvención necesarios a fin de que el precio del agua desalinizada para riego no exceda los 0,30 €/m³.

Respecto a las desventajas y ventajas que ofrece la desalinización, según Morote *et al.* (2017a), a la hora de analizar las luces y sombras de este recurso, básicamente, cabe tener en cuenta, los factores siguientes: Costes económicos (precio del agua), ambientales, energéticos, y socio-políticos (acabar con los conflictos inter-territoriales). Los defensores de este recurso en España argumentan que puede ser la gran solución a los problemas de escasez de agua en el litoral mediterráneo y, posiblemente la clave para garantizar el abastecimiento de los nuevos desarrollos urbanos (Arrojo, 2004). Además, la desalinización puede representar un recurso que no dependa de las condiciones climáticas ni de la dependencia y disponibilidad que ofrecen los recursos convencionales (Feitelson y Rosenthal, 2012). También, gracias a la desalinización se podría finalizar con los conflictos socio-territoriales y políticos que generan las transferencias intercuentas (Kohlhoff y Roberts, 2007; Morote *et al.*, 2017c).

Albaina (2007), respecto a las ventajas que ofrece este recurso, destaca que proporciona agua dulce donde el abastecimiento es escaso o nulo, constituyendo un complemento a otras fuentes de suministro; aumenta el desarrollo económico en las zonas costeras garantizando un suministro regular de agua para actividades industriales, agrícolas y de abastecimiento público; es una alternativa local a la realización de obras de infraestructuras de mayor coste económico o ambiental, como grandes embalses o trasvases, que pueden traer consigo impactos de mayor intensidad o extensión; no se ve afectado por las fluctuaciones climáticas y constituye una garantía de abastecimiento bajo situaciones de emergencia (sequías); contribuye a mitigar la sobreexplotación de recursos no renovables como las aguas subterráneas, permitiendo la recuperación de los acuíferos costeros y previniendo de esta manera los procesos de intrusión salina; y, posibilita la utilización de energías renovables (eólica, solar), para la producción de agua desalinizada, erigiéndose en una alternativa a otros sistemas de mayor impacto ambiental.

Como desventajas, según Morote *et al.* (2017a; 2017b) explican que la viabilidad de las plantas programadas en el Programa A.G.U.A. se basó en dos premisas que en ningún momento se han cumplido: 1) Que los costes de producción fuesen iguales o inferiores a otras fuentes hídricas; y 2) Que hubiese aumentado la demanda de agua por el notable desarrollo de nuevas áreas turísticas y urbanas. Respecto al precio, hasta el momento, es muy superior en comparación, por ejemplo, con el ATS (0,09 € frente a 0,60-1 €/m³). Por ejemplo, la desalinizadora de Torreveja, la más grande de Europa (80 hm³/año), durante 2017 estuvo funcionando al 30% de su capacidad, pero con tarifa subvencionada hasta ese año al amparo de un Decreto de Sequía para usos agrarios (Morote *et al.*, 2017a). Esta opción provoca un amplio respaldo político. Sin embargo, lograr un “precio social” para este recurso es una opción que tiene difícil asimilación en el principio de recuperación de costes que propone la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE. Actualmente, cabe indicar que dicha planta está funcionando al 50% de su capacidad debido a que no tiene garantizado el suministro de energía para poder producir al 100% situándose el coste del agua a 0,55 €/m³. En la MCT el coste medio del agua desalinizada asciende a 0,62 €/m³, aunque dicho precio depende de cada planta. Por ejemplo, en la de Águilas (Acuamed) asciende a 0,6 €/m³ y hasta 0,8 €/m³ con amortización.

Este elevado precio (en comparación con otros recursos) ha repercutido que determinados usuarios vean dificultado el acceso a esta fuente. Respecto a los suministros urbanos, aunque sí que pueden asumir ese coste, cabe indicar que el uso de este recurso también ha supuesto un incremento del precio en los últimos años. Es el caso, por ejemplo, del agua que se suministró durante 2015-16 desde la planta de Muchamiel al Consorcio de Aguas de la Marina Baja. Dicho abastecimiento de “emergencia” supuso un incremento del precio del recurso del 27,77% (de 0,36 a 0,46 €/m³). Para el caso del área atendida por la MCT, durante el periodo de tiempo que ha permanecido cerrado el ATS, ya se planteó un incremento del precio en un 21% (de 0,69 a 0,83 €/m³) (Benito, F.J., 2017) y, destacando que, el precio actual ha aumentado un 91% al pasar de 0,36 €/m³ en 2005 a 0,69 €/m³ en 2017, debido, en gran parte, por la incorporación de la desalinización como fuente de suministro. Los usos urbanos sí que podrían asumir el precio de este recurso, sin embargo, para usos agrarios, excepto el cultivo bajo plástico y hortalizas, el resto de los aprovechamientos de regadío (cítricos, especialmente) no podrían mantener la viabilidad de sus explotaciones ya que no pueden pagar las nuevas tarifas del agua. Al respecto, cabe poner de manifiesto que el área dotada exclusivamente con aguas del Tajo (área atendida por el SCRATS) asciende a 54.950 ha (el 37% de la superficie). Los regantes de este organismo afirman que costes superiores a 0,30 €/m³ mermarían la competitividad de dichas explotaciones. Por ejemplo, las explotaciones de cítricos no po-

drían asumir ese coste y, todo ello, teniendo en cuenta que éstos ocupan una superficie de 61.316 ha (el 50% de la superficie regable del SCRATS).

El elevado coste del agua desalinizada impide que se generalice como una fuente ordinaria de suministro en usos agrícolas. En la desalinizadora de Torrevieja, Acuamed intentó recabar el apoyo de los regantes ofreciéndoles agua desalinizada para riego a 0,30 €/m³ (hasta el año 2017), es decir, muy por debajo del coste final producción que, en el Informe de Viabilidad de la planta, elaborado en 2006, ya se estimaba en 0,58 €/m³. Con este precio, los regantes del ATS decidieron adquirir alrededor de 40 hm³/año de dicha planta para paliar los efectos de la reducción de volúmenes trasvasados por efecto de la actual sequía asumiendo un coste muy superior al que pagan por las aguas del ATS (0,09 €/m³). No obstante, la estrategia que ha intentado seguir Acuamed en las desalinizadoras de Torrevieja, Valdelentisco y Águilas para suministrar agua desalinizada para riego a precios inferiores al coste real de producción tropieza con varios inconvenientes. En primer lugar, la subvención de tarifas no garantiza que pueda generalizarse la desalinización de agua marina en los regadíos de la cuenca del Segura, ya que son muy pocos los cultivos que pueden asumir precios superiores a 0,30 €/m³. Y por otro lado, el déficit de tarifa en el agua desalinizada para riego tendría que ser repercutido a los usuarios de abastecimiento, principalmente la MCT, que tiene toda la demanda garantizada con el ATS, río Taibilla y sus propias desalinizadoras que suman una capacidad de producción de 96 hm³/año.

Respecto al consumo energético, éste ha pasado de 22 kWh/m³ de 1970 a menos de 4 kWh/m³ en 2018. Sin embargo estos datos difieren entre unas plantas y otras dependiendo de la capacidad instalada y producción. Por ejemplo, en Águilas y Torrevieja el consumo es de 2,3 y 2,9 kWh/m³, respectivamente, variando la media en las plantas de la MCT entre 3,2-4,8 kWh/m³ (Morote *et al.*, 2017b). A pesar de este significativo avance, el consumo energético del agua desalinizada todavía se encuentra lejos de las cifras que ofrecen otros recursos como es el caso del ATS (1,1 kWh/m³). Además, se ha estudiado la posibilidad de subvencionar la energía o bien recurrir a la generación de energía solar fotovoltaica. Esto, podría reducir el coste de producción en un 40% (Fundación Desarrollo Sostenible, 2015) que, como se ha comentado, es algo que ya ha planteado el SCRATS. Otra de las opciones que también han barajado altos cargos del Ministerio para la Transición Ecológica es la integración de la desalinización en un sistema global de gestión hídrica. De esta manera, este recurso formaría parte de un “mix hídrico” constituido por aguas superficiales, subterráneas y regeneradas que, se consumiría y se asignaría a los diferentes usos atendiendo a criterios de disponibilidad, calidad, coste y garantía de suministro (Morote *et al.*, 2017a). Así, el gasto del agua producida incidiría sobre el total de dicho “mix hídrico”, lo que elevaría las tarifas de un 10 a un 20%. Pero, sin embargo, la desalinización constituiría el factor que garantizaría el abastecimiento (Iagua, 2015).

En relación con los impactos ambientales, cada vez más se intenta conseguir que las desalinizadoras provoquen el menor impacto ambiental posible, especialmente porque muchas de las plantas que se encuentran en funcionamiento (instaladas a principios de los ochenta y noventa del pasado s. XX), no se centraban en poder conseguir una producción sostenible, sino que eran unas construcciones de obras de explotación hidráulicas sin tener en cuenta los impactos ambientales que pudieran provocar como es el vertido de la salmuera (Albaina, 2007). En la costa mediterránea, por ejemplo, estos contenidos son vertidos al mar, la forma tradicional más barata de eliminarlos. Sus altos contenidos contaminantes y salinos, hacen que, al verter al medio marino, se produzca una hipersalinidad en el agua (Albaina, 2007). Por ejemplo, la media de contenido de sales disueltas en el mar mediterráneo es de 38 g/l, mientras que el rechazo de salmuera tiene un contenido de 74 g/l. Al respecto, en España, se exige que se realice un estudio sobre el rechazo de salmuera y un seguimiento de impacto ambiental donde se vierte. Como indican Morote *et al.* (2017a) el litoral del sureste peninsular no siempre reúne condiciones favorables para implantar tomas directas de agua marina, ni para evacuar el agua de rechazo (salmuera). Ello ha obligado a adoptar distintas soluciones no exentas de dificultades técnicas en su construcción. Por ejemplo, en la planta de Alicante II se optó por un túnel de 1 km, paralelo a la costa, alimentado por 103 sondeos de 2 metros de profundidad, separadas a unos 10 metros entre sí e inclinados 30° para atravesar una formación permeable en contacto directo con el mar. Y, en la planta de San Pedro del Pinatar I (Región de Murcia), la toma se hace en la Playa de la Higuera (Municipio del Pilar de la Horadada, provincia de Alicante), con 20 perforaciones horizontales de 450 metros de longitud en la zona de servidumbre del dominio público marítimo terrestre. Además, en la evacuación de la salmuera, para evitar daños a las praderas de *Posidonia oceanica*, también se ha tenido que recurrir a soluciones en ocasiones muy costosas (Rico, 2016).

Cabe indicar que en los últimos años se ha avanzado considerablemente en la reducción de estos vertidos y en el análisis de su seguimiento. Por ejemplo, fuera del ámbito de la cuenca del Segura destacan las inversiones a realizar a corto plazo en la desalinizadora de Melilla donde se prevé la construcción de una planta de tratamiento de los efluentes con el fin de garantizar sus condiciones de vertido de limpieza química y del lavado de filtros. Además, se establece un plan de vigilancia ambiental que recogerá las prescripciones señaladas por el CEDEX, de manera que, en caso de que se detectasen niveles de salinidad en el medio marino excesivamente elevados se tendrán en cuenta las siguientes medidas: 1) Disminución del caudal de vertido (disminuyendo la producción) temporalmente y hasta que desaparezcan las condiciones (por ejemplo, meteorológicas) que pudiesen ocasionar dicho aumento; y 2) Mezclar las aguas de rechazo con un caudal pequeño de agua de mar, con objeto de rebajar la salinidad inicial del vertido (Boletín Oficial del Estado, 20 de abril de 2018). También, a pesar de que las desalinizadoras de agua marina proporcionan un recurso de elevada calidad, sin embargo, cabe indicar la excepción que representa la presencia de Boro que alcanza valores superiores a 0,5 mg/l en el agua producida, lo que resulta sumamente perjudicial para el riego de cítricos que, por ejemplo, como ya se ha citado, en estos momentos ocupan alrededor del 50% de la superficie dotada con recursos del ATS en el área atendida por el SCRATS.

Respecto a los efectos perjudiciales en el medio, Albaina (2007) enumera los siguientes: 1) La ocupación del suelo requiere la instalación (rellenos, alteración del ecosistema costero, efectos negativos sobre flora y fauna, impacto paisajístico, destrucción de recursos culturales, etc.); 2) Impactos sobre el medio marino y sus actividades asociadas (interferencia de las infraestructuras con la pesca y navegación comercial, impacto visual, ruidos, etc.); 3) Vertidos al mar de distintos tipos (salmuera, producto de limpieza de membranas, reactivos químicos) e importante repercusión sobre la Posidonia oceánica; 4) Contaminación física: Térmica (por la mayor temperatura del agua de rechazo) y acústica (debida principalmente a las bombas de alta presión y a las turbinas); 5) Efectos negativos sobre la calidad del aire, destacando las emisiones de gases de efecto invernadero y el elevado consumo de energía de las plantas que utilizan combustibles fósiles que, contribuyen al calentamiento global; y 6) Constituyen factores limitantes la menor calidad del agua obtenida que, según algunos estudios podría ser perjudicial para la agricultura (como cítricos), y que la vida media de una planta sea limitada (20-25 años).

Otro de los problemas que aún presenta la desalinización, es su escasa aceptación social. March *et al.*, (2015), en la provincia de Alicante, llevaron a cabo un estudio sobre la percepción de la población en vinculación con la preferencia de las distintas fuentes de suministro para incrementar la oferta de agua. El recurso más valorado por orden de prioridad fue: 1) Potenciación del uso de las aguas pluviales; 2) Aumentar el agua trasvasada del ATS; 3) Realización del Trasvase del Ebro; 4) Utilización de aguas regeneradas depuradas; y 5) Uso de agua desalinizada (en último lugar debido a su alto coste). Esa escasa aceptación social puede deberse también a que durante los últimos años la gran mayoría de las plantas han estado inactivas, funcionando al 30% de su capacidad, por las noches o incluso fines de semanas (debido al elevado coste de la energía y a la escasa demanda) (March *et al.*, 2014; Sywngedouw y Williams, 2016). En esta percepción, también han podido influir los casos de corrupción e inviabilidad económica de muchas de estas plantas. Un caso, por ejemplo, fue el sucedido con la planta de Escombreras (Región de Murcia), auspiciada por el Gobierno de la región para garantizar el suministro a nuevos desarrollos urbanos. En marzo de 2018, el exconsejero de la Región de Murcia junto con otros imputados, fueron citados para declaración judicial como investigados como presuntos autores de delitos de fraude, malversación y fraude de subvenciones en la construcción y gestión de la desalinizadora. Dicha planta comenzó siendo un proyecto privado puesto en marcha por cinco empresarios murcianos con el nombre de *Hydro-management* como firma. La investigación quiere esclarecer si el Gobierno había decidido previamente asumir el proyecto privado y adjudicarlo sin publicidad a empresas del Grupo ACS, para lo que firmaron un contrato en 2006. Según el fiscal, el objetivo sería burlar la Ley de Aguas, que exigía que los planes urbanísticos garantizaran el abastecimiento de agua con informe favorable de la Confederación Hidrográfica del Segura que, por entonces, rechazaba sistemáticamente estas peticiones por la escasez estructural de recursos hídricos en la cuenca (El Confidencial, 23 de marzo de 2018). La puesta en marcha del Programa A.G.U.A. tampoco ha estado ajena de controversia, ni siquiera de sospechas de corrupción en la concesión de los proyectos de obra. Por ejemplo, en 2016, fueron detenidos en el marco de la Operación Frontino, los máximos responsables de la empresa pública Acuamed, entre ellos su director general junto al resto de ejecutivos de destacadas empresas españolas de ingeniería y construcción que, fueron beneficiarias de inversiones del citado programa por la presunta comisión de delitos de malversación de

caudales públicos, tráfico de influencias, cohecho, maquinación para alterar el precio de los contratos, prevaricación y falsedad documental (Hernández y Sevillano, 2016).

La Ley 11/2005, de 22 de junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional, añadió un nuevo apartado 5 al artículo 46 del Texto Refundido de la Ley de Aguas, en el cual se establece que “con carácter previo a la declaración de interés general de una obra hidráulica, deberá elaborarse un informe que justifique su viabilidad económica, técnica, social y ambiental, incluyendo un estudio específico sobre la recuperación de costes”. Por ello, la consecución de las plantas del Programa A.G.U.A. se acompañó de unos “Informes de Viabilidad de Proyectos” (realizados la mayoría de ellos entre 2005 y 2007), en los cuales se justificaba la inversión pública en las desalinizadoras por la necesidad de atender el fuerte incremento del consumo de agua potable que se estaba produciendo en las regiones mediterráneas.

Además se asumía un volumen significativo del agua desalinizada para garantizar las demandas generadas por las nuevas expansiones urbanas previstas en la franja costera mediterránea española (justo antes del estallido de la burbuja inmobiliaria de 2008) (Morote *et al.*, 2017a). Lejos de estas expectativas, con el final del boom inmobiliario y crisis económica (2008), no sólo no ha crecido el consumo, si no que desde 2004/05 se ha producido un descenso del gasto de agua gracias a las diferentes medidas adoptadas por los usuarios y organismos y empresas encargadas del suministro de agua, tanto en alta como en baja (Bernabé y Gómez, 2015; Gil *et al.*, 2015).

Para el caso de la Comunidad Valenciana, cabe tener en cuenta que la Ley 4/2004, de 30 de junio, de Ordenación del Territorio y Protección del Paisaje de la Generalitat Valenciana (derogada por la Ley 5/2014, de 25 de julio, de Ordenación del Territorio, Urbanismo y Paisaje), recoge en el punto 2 del artículo 19 (“Uso sostenible del agua”) que, “la disponibilidad de recursos hídricos podría ser justificada mediante el compromiso de ejecución, de infraestructuras generadoras de recursos hídricos a través de la aplicación de nuevas tecnologías, como la desalinización de agua de mar o aguas subterráneas salobres, aprovechamiento de aguas depuradas, potabilización o alternativas similares”. Un claro ejemplo fue el caso de la planta de Muchamiel que se justificó para satisfacer la demanda del Plan Rabasa de la ciudad de Alicante (plan no llevado a cabo). Sin embargo, actualmente, y tras operar entre el verano de 2015 y otoño de 2016 para suministrar agua a la Marina Baja, se encuentra parada y sin demanda. Al respecto, cabe indicar que desde julio de 2018 se está negociando un acuerdo entre el Ministerio para la Transición Ecológica y la Junta Central de Usuarios del Júcar-Vinalopó-l'Alacantí para volver a poner en marcha esta planta con una producción de 7 hm³/año (el 38% de su capacidad) para abastecer usos urbanos del campo de Alicante y sustituir, de esta manera, las transferencias de recursos procedentes del medio y alto Vinalopó (aguas subterráneas), y poder también suministrar agua desalinizada en caso de emergencia al Consorcio de la Marina Baja.

5. Conclusiones

En España, la desalinización se ha convertido en las dos últimas décadas en una fuente no convencional que ha logrado un fuerte impulso gracias al PHN (2001) y Programa A.G.U.A. (2004), apuesta además, motivada por episodios de sequía. A pesar del gran desarrollo y apuesta por la desalinización, este recurso no ha estado exento de polémica y controversia dadas sus desventajas en materia ambiental, precio y consumo energético en comparación con otras fuentes. Por tanto la desalinización siempre ha estado y lo seguirá estando en torno a un “eterno debate” sobre sus puntos fuertes y débiles respecto a otros recursos, por lo menos, en la Demarcación Hidrográfica del Segura por la existencia y “triste dependencia” del ATS que, estará más condicionado a los periodos de sequía y efectos del cambio climático. Respecto a lo anterior, en algunas regiones como la cuenca del Mediterráneo puede aumentar las tensiones por el uso del agua si se cumplen las previsiones de reducción de lluvia y de incremento de la irregularidad pluviométrica previstas en la modelización climática (Olcina y Vera, 2016). Por tanto, habrá que tener muy en cuenta estos escenarios para la adaptación de los territorios a las sequías (uso de fuentes no convencionales) y reducir la vulnerabilidad de éstos frente a la reducción de aportes hídricos (Vargas y Paneque, 2017).

Una de las conclusiones extraídas en esta investigación es la importancia y el rol que desempeña la desalinización al tratarse de un recurso estratégico durante situaciones de sequía y, de suma importancia para lograr unos territorios más resilientes al cambio climático. Incluso, ya no sólo durante periodos

secos sino también como un recurso disponible y a tener muy en cuenta durante años pluviométricos normales. Al respecto, Del Moral *et al.*, (2017) explican que se debería utilizar la capacidad de desalinización instalada como una herramienta de respuesta rápida, para que pueda permitir incrementar en poco tiempo el agua generada para atender las necesidades estratégicas amenazadas en esta situación. Ello, requeriría que, la capacidad instalada funcionará en periodos de no sequía a un nivel alto pero no máximo, de forma que durante situaciones de escasez se pudiera activar la capacidad máxima.

También cabe indicar que el propio Programa A.G.U.A es una continuación de la política tradicional o “vieja política hidráulica” de aumento de oferta hídrica pero, en este caso, a través de la desalinización como alternativa a los trasvases. A pesar de ello, especialmente tras la entrada en vigor de la DMA 2000/60/CE parece que se asiste a una lenta transición de la política de agua, en la que además de velar por la garantía de las demandas de agua, persigue otros objetivos como la participación pública, la recuperación de costes y especialmente el buen estado ecológico de todas las masas de agua. Cabría hacerse entonces la pregunta de si los mega-proyectos hidráulicos (sean trasvases o desalinización) garantizan el suministro o, sin embargo, ¿posibilitará el crecimiento de la demanda, convirtiéndose en un recurso que generará más escasez y dependencia?.

Para finalizar, cabe ser críticos y objetivos y cambiar la percepción en torno a la dependencia exclusiva de las transferencias del ATS en el sureste peninsular y pensar en un nuevo enfoque e integrar todos los recursos hídricos disponibles (dependiendo de coyunturas pluviométricas). El ATS debería considerarse como una fuente más y teniendo en cuenta que, será un recurso no disponible coincidiendo con años de sequía en la cabecera del Tajo. Ya se ha constatado que sin el funcionamiento del ATS no se han producido restricciones. Sin embargo, en la cuenca del Segura se sigue defendiendo y considerando indispensable esta infraestructura que, no genera otra cosa más que escasez. Por tanto, habría que integrar todos los recursos disponibles en un mix hídrico (recursos propios —superficiales, subterráneas—, aguas del ATS (cuando sea posible), desalinización y aguas regeneradas depuradas) y, desarrollar y dar más importancia en las políticas de agua las medidas desde la gestión de la demanda y un uso más eficiente del recurso.

Referencias

- Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) (2017). *Proyecciones Climáticas para el siglo XXI en España*. Actualizado a 2017. Recuperado de http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/cambio_climat
- Albaina, A. (2007). *Tecnologías sostenibles sobre la gestión del agua: La desalación. Estudio del caso en la zona costera del Mediterráneo*. Proyecto fin de carrera.
- Albert, A. y Rullán, O. (2007). Nuevo modelo de producción residencial y territorio urbano disperso (Mallorca 1998-2006). En *9th International Geocriticism Symposium Porto Alegre*, 28 de mayo a 1 de junio. Recuperado de <http://www.ub.edu/geocrit/9porto/artigues.htm>
- Arrojo, P. (2004). *Valoración Económica y Financiera de los Trasvases Previstos en el Plan Hidrológico Nacional Español*. Zaragoza: Universidad de Zaragoza. Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales. Documento de trabajo.
- Aznar, J.A., Belmonte, L.J. y Valera, D.L. (2007). Perceptions and acceptance of desalinated seawater for irrigation: A case study in the Níjar District (southeast Spain). *Water*, 9, 408. <http://doi:10.3390/w9060408>
- Baldwin, C. y Uhlmann, V. (2010). Accountability in planning for sustainable water supplies in South East Queensland. *Aust. Planner*, 47(3), 191-202. <https://doi.org/10.1080/07293682.2010.508205>
- Benito, F.J. (16 de noviembre de 2017). La sustitución del agua del Tajo por la desalada subirá el precio hasta un 21% en 2018. *Diario Información*. Recuperado de <http://www.diarioinformacion.com/alicante/2017/11/16/sustitucion-agua-tajo-desalada-subira/1958092.html>
- Bernabé, M. B. y Gómez, J.M. (2015). El abastecimiento de agua a Cartagena. *Cuadernos Geográficos*, 54(2), 270-297.
- Boletín Oficial del Estado (BOE) (20 de abril de 2018). *Resolución de 9 de abril de 2018, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural, por la que se formula informe de impacto ambiental del proyecto Construcción, ampliación, terminación e integración de la desaladora de agua marina de Melilla*. Recuperado de <http://www.boletínoficialdeestado.es>

- Cajigas, A. (2012). Jornada Iberoamérica: acción para el agua. Oportunidades de Negocio en el sector del agua. En *Congreso Nacional del Medio Ambiente (Conama)*, 26-30 noviembre 2012, Madrid.
- Calvo, F. (2002). Plan Hidrológico Nacional y déficit estructural en la Cuenca del Segura. En Gil Olcina, A. y Morales Gil, A. (Eds). *Insuficiencias Hídricas y Plan Hidrológico Nacional*. Instituto Universitario de Geografía, Universidad de Alicante, Alicante, 319-346.
- Centros de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) (2017). *Evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos y sequías en España*. Madrid: Centro de Estudios Hidrográficos. Ministerio de Fomento y Ministerio de Medio Ambiente.
- Confederación Hidrográfica de la Cuenca del Segura (2015). *Plan Hidrológico de la cuenca del Segura (2015-2021)*. Recuperado de <https://www.chsegura.es/chs/planificacionydma/planificacion15-21/>
- Del Moral, L., Hernández-Mora, N., De Stefano, L., Paneque, Pilar, Vargas, J., Brufao, P., Olcina, J., y Martínez-Fernández, J. (2017). *Acerca del Real Decreto Ley 10/2017, de 9 de junio, por el que se adoptan medidas urgentes para paliar los efectos producidos por la sequía en determinadas cuencas hidrográficas y se modifica el texto refundido de la Ley de Aguas, aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio*. Notas para el debate. Fundación Nueva Cultura del Agua.
- Domene, E. y Saurí, D. (2006). Urbanization and water consumption: Influencing factors in the Metropolitan Region of Barcelona. *Urban Studies*, 43(9), 1605-1623. <https://doi.org/10.1080/00420980600749969>
- El Confidencial (23 de marzo de 2018). Exconsejero de Agua de Murcia, entre imputados por construir desalinizadora. *El Confidencial*. Recuperado de https://www.elconfidencial.com/ultima-hora-en-vivo/2018-03-23/exconsejero-de-agua-de-murcia-entre-imputados-por-construir-desalinizadora_1475840/
- Feitelson, E. y Rosenthal, G. (2012). Desalination, space and power. The ramifications of Israel's changing water geography. *Geoforum*, 43, 272-284. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2011.08.011>
- Feitelson, E. y Jones, A. (2014). Global diffusion of XL-capacity seawater desalination. *Water Policy*, 16, 1031-1053. <https://doi.org/10.2166/wp.2014.066>
- Fernández, S. y Barrado, D. (2011). El desarrollo turístico-inmobiliario de la España mediterránea e insular frente a sus referentes internacionales (Florida y la Costa Azul): Un análisis comparado. *Cuadernos de Turismo*, 27, 373-402.
- Fragkou, M.C. y McEvoy, J. (2016). Trust matters: Why augmenting water supplies via desalination may not overcome perceptual water scarcity. *Desalination*, 397, 1-8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2016.06.007>
- Fundación Aquae (2018). *Desalinización en el mundo*. Recuperado de <https://www.fundacionaquae.org/wiki-aquae/sostenibilidad/desalinizacion-en-el-mundo/>
- Fundación Desarrollo Sostenible (2015). Nace en Murcia la campaña nacional «Riega con el sol». Recuperado de <http://www.fundaciondesarrollosostenible.org/nace-en-murcia-la-campana-nacional-riega-con-el-sol/>
- Gaja, F. (2008). El tsunami urbanizador de la costa mediterránea. *Scripta Nova*, 12 (270), 66-75.
- Gibson, F.L., Tapsuwan, S., Walker, I. y Randrema, E. (2015). Drivers of an urban community's acceptance of a large desalination scheme for drinking water. *Journal of Hydrology*, 528, 38-44. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.06.012>
- Gil, A., Hernández, M., Morote, A.F., Rico, A. M., Saurí, D. y March, H. (2015). *Tendencias del consumo de agua potable en la Ciudad de Alicante y Área Metropolitana de Barcelona, 2007-2013*. Hidraqua Gestión Integral.
- Gil, E. y Gómez, J.M^a. (2017). *El Trasvase de aguas del embalse del Negratín (Granada) al embalse de Cuevas del Almanzora (Almería). La Conexión Negratín-Almanzora (C N-A)*. Murcia: editum. Aguas del Almanzora, S.A.
- Gil, E., Bernabé, M.B. y Gómez, J.M^a. (2017). Las políticas de trasvases de agua y desalación en España, sus repercusiones en la ordenación del territorio del Sureste. *XXV Congreso de la AGE. 50 Años de congresos de Geografía*. Madrid, 2480-2489.
- Gil, E., Martínez, R. y Gómez, J.M^a. (2018). El trasvase Tajo Segura en España (1978-2018). Continuidad y futuro. *Revista Tecnología y Ciencias del Agua Tyca. México*, 9(2), 192-209.

- Gober, P., Sampson, D.A., Quay, R., Dave, D., White, D.D. y Chow, W.T.L. (2016). Urban adaptation to mega-drought: Anticipatory water modeling, policy, and planning for the urban Southwest. *Sustainable Cities and Society*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scs.2016.05.001>
- Gómez, J.M^a. (Coord.) (2017). *El trasvase Tajo-Segura. Propuestas para su continuidad y futuro*. Saarbrüchen (Alemania): Editorial Académica Española.
- Gössling, S., Peeters, P., Hall, C.M., Ceron, J. P., Dubois, G., Lehmann, L. y Scott, D. (2012). Tourism and water use: supply, demand and security. An international review. *Tourism Management*, 33, 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2011.03.015>
- Hernández, M. (2013). Análisis de los procesos de transformación territorial en la provincia de Alicante (1985-2011) y su incidencia en el recurso hídrico a través del estudio bibliográfico. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 59(1), 105-136. <https://doi.org/10.5565/rev/dag.20>
- Hernández, J. A. y Sevillano, E.G. (20 de enero de 2016). El juez implica a “muy altos cargos de Agricultura” en el fraude de Acuamed. *El País*. Recuperado de http://politica.elpais.com/politica/2016/01/20/actualidad/1453306935_118390.html
- Hernández, M. y Morales, A. (2008). Trascendencia socio-económica del trasvase Tajo-Segura tras 30 años de su funcionamiento en la provincia de Alicante. *Investigaciones Geográficas*, 46, 31-48. <https://doi.org/10.14198/INGEO2008.46.02>
- Hernández, M., Rico, A. M. y Juárez, C. (2010). Conflicts over water and land use on the coastline of the region of Valencia: Agriculture versus the urban city. En Brebbia, C.A., Hernández, S. y Tiezzi, E. (eds.). *The sustainable city: Urban regeneration and sustainability*. Southampton (Gran Bretaña): WIT Press, 405-417. <https://doi.org/10.2495/SC100351>
- Hernández-Sánchez, J.C., Boluda-Botella, N. y Sánchez-Lizaso, J.L. (2017). The role of desalination in water management in southeast Spain. *Desalination and Water Treatment*, 76, 71-76. <http://doi:10.5004/dwt.2017.20657>
- Hof, A. y Wolf, N. (2014). Estimating potential outdoor water consumption in private urban landscapes by coupling high-resolution image analysis, irrigation water needs and evaporation estimation in Spain. *Landscape and Urban Planning*, 123, 61-72. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.12.010>
- Iagua (2015). ¿Trato o truco?: Sombras en la gestión del tratamiento del agua en España. Recuperado de <http://www.iagua.es/noticias/espana/rafael-barrera-morcillo/14/12/03/trato-o-truco-sombras-gestion-tratamiento-agua>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2014). *Climate Change 2013 and Climate Change 2014 (3 vols.)*. Recuperado de <http://www.ipcc.ch/>
- Kohlhoff, K. y Roberts, D. (2007). Beyond the Colorado River: Is an international water augmentation consortium in Arizona's future?. *Arizona Law Review*, 49(2), 257-296.
- La Calle, A. (2007). Sequía y adaptación de la Directiva marco del agua. En *La Sequía en España. Directrices para Minimizar su Impacto*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional. Recuperado de <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2001-13042>
- Loh, M. y Coghlan, P. (2003). *Domestic water use study: Perth, Western Australia 1998-2001*. Perth: Water Corporation.
- Loftus, A. y March, H. (2016). Financializing desalination: rethinking the returns of big infrastructure. *International Journal of Urban and Regional Research*, 1-16. <https://doi.org/10.1111/1468-2427.12342>
- Mancomunidad de los Canales del Taibilla (MCT) (2018). Datos proporcionados sobre las fuentes de suministro.
- March, H. (2015). The politics, geography, and economics of desalination: A critical review. *WIREs Water*, 2, 231-243. <http://dx.doi.org/10.1002/wat2.1073>
- March, H., Saurí, D. y Rico, A. M. (2014). The end of scarcity? Water desalination as the new cornucopia for Mediterranean Spain. *Journal of Hydrology*, 519, 2.642-2.652. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.023>

- March, H., Hernández, M. y Sauri, D. (2015). Percepción de recursos convencionales y no convencionales en áreas sujetas a estrés hídrico: el caso de Alicante. *Revista de Geografía Norte Grande*, 60, 153-172. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022015000100009>
- Martín, S. y González, E. (2015). *Los efectos del cambio climático sobre el agua en España y la planificación hidrológica*. Ecologistas en Acción, Madrid. Recuperado de <https://www.ecologistasenaccion.org/IMG/pdf/informe-agua-cc-castellano.pdf>
- Meerganz von Medeazza, G. (2004). Water desalination as a long-term sustainable solution to alternative global freshwater scarcity?: A North-South approach. *Desalination*, 169, 287-301. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.04.001>
- Ministerio de Transición Ecológica (2018). *Boletín Hidrológico*. Recuperado de <http://www.mapama.gob.es/es/agua/temas/evaluacion-de-los-recursos-hidricos/boletin-hidrologico/>
- Morales, A., Olcina, J. y Rico, A. (2000). Diferentes percepciones de la sequía en España: adaptación, catastrofismo e intentos de corrección. *Investigaciones Geográficas*, 23, 5-46. <https://doi.org/10.14198/INGEO2000.23.06>
- Morote, A. F. y Hernández, M. (2016). Urban sprawl and its effects on water demand: A case study of Alicante, Spain. *Land Use Policy*, 50, 352-362. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.06.032>
- Morote, A. F. y Hernández, M. (2017). El uso de aguas pluviales en la ciudad de Alicante. De Viejas ideas a nuevos enfoques. *Papeles de Geografía*, 63, 7-25. <http://dx.doi.org/10.6018/geografia/2017/267531>
- Morote, A. F., Rico, A. M. y Moltó, E. (2017a). La producción de agua desalinizada en las regiones de Murcia y Valencia: Balance de un recurso alternativo con luces y sombras. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 63(2), 473-502. <http://dx.doi.org/10.5565/rev/dag.353>
- Morote, A. F., Rico, A. M. y Moltó, E. (2017b). Critical review of desalination in Spain: A resource for the future?. *Geographical Research*, 1-12. <https://doi.org/10.1111/1745-5871.12232>
- Morote, A. F., Olcina, J. y Rico, A. M. (2017c). Challenges and Proposals for Socio-Ecological Sustainability of the Tagus-Segura Aqueduct (Spain) under Climate Change. *Sustainability*, 9(11), 1-24. <http://doi:10.3390/su9112058>
- Olcina, J. (2016). 37 años. *Trasvase Tajo-Segura. Agua que nos une*. Especial ABC, 31 de marzo de 2016. Recuperado de <http://www.scrats.es/ftp/memorias/ESPECIAL%20TTS%20ABC.pdf>
- Olcina, J. (2018). Investigación en aspectos regionales de los efectos futuros del cambio climático sobre la conservación de las masas de agua. En La Roca, F. y Martínez, J. (coords.). *Retos de la planificación y gestión del agua en España. Informe del Observatorio de Políticas del Agua 2017*. Fundación Nueva Cultura del Agua, 39-41.
- Olcina, J. y Vera, J. F. (2016). Adaptación del sector turístico al cambio climático en España. La importancia de las acciones a escala local y en empresas turísticas. *Anales de Geografía*, 36(2), 321-352.
- Orden MAM/698/2007, de 21 de marzo, por la que se aprueban los planes especiales de actuación en situaciones de alerta y eventual sequía (PES) en los ámbitos de los planes hidrológicos de cuencas intercomunitarias. Recuperado de <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2007-6228>
- Paneque, P. y Vargas, J. (2015). Drought, social agents and the construction of discourse in Andalusia. *Environmental Hazards*, 14(3), 224-235. <https://doi.org/10.1080/17477891.2015.1058739>
- Paneque, P., Lafuente, R. y Vargas, J. (2018). Measures and droughts: A study in southern Spain. *Water*, 10, 369. <https://doi.org/10.3390/w10040369>
- Programa A.G.U.A. (2004). Recuperado de <http://aplicaciones2.magrama.es/portal/secciones/index2.jsp;jsessionid=6FC8D6090795C909CFA05D61230CBEBC>
- Raya, P. y Benítez, J. (2002). Concepto y estimación del turismo residencial: Aplicación en Andalucía. *Papers de Turisme*, 31-32, 67-89.
- Real Decreto 356/2015, de 8 de mayo, por el que se declara la situación de sequía en el ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Segura y se adoptan medidas excepcionales para la gestión de los recursos hídricos. Recuperado de https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2015-5162

- Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Recuperado de https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2015-9806
- Real Decreto 335/2016, de 23 de septiembre, por el que se prorroga la situación de sequía declarada para el ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Júcar por el Real Decreto 355/2015, de 8 de mayo, y para el ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Segura por el Real Decreto 356/2015, de 8 de mayo.
- Real Decreto 851/2017, de 22 de septiembre, por el que se prorroga la situación de sequía prolongada declarada para el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Segura por el Real Decreto 356/2015, de 8 de mayo, por el que se declara la situación de sequía en el ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Segura y se adoptan medidas excepcionales para la gestión de los recursos hídricos.
- Rico, A. M. (2001). Actuaciones frente a las sequías. En A. Gil Olcina y A. Morales Gil (Eds.). *Causas y consecuencias de las sequías en España* (pp. 421-485). Alicante: Instituto Universitario de Geografía, Universidad de Alicante y Caja de Ahorros del Mediterráneo.
- Rico, A. M. (2004). Sequías y abastecimientos de agua potable en España. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 37, 137-181.
- Rico, A. M. (2007). Tipologías de consumo de agua en abastecimientos urbano-turísticos de la Comunidad Valenciana. *Investigaciones Geográficas*, 42, 5-34. <https://doi.org/10.14198/INGEO2007.42.01>
- Rico, A. M. (2010). Plan Hidrológico Nacional y Programa A.G.U.A.: Repercusiones en las regiones de Murcia y Valencia. *Investigaciones Geográficas*, 51, 235-267. <https://doi.org/10.14198/INGEO2010.51.10>
- Rico, A. M. (2016). La Mancomunidad de los Canales del Taibilla: un modelo de aprovechamiento conjunto de fuentes convencionales y desalinización de agua marina. En J. Olcina Cantos y A.M. Rico Amorós (Coords.). *Libro jubilar en homenaje al profesor Antonio Gil Olcina* (pp. 367-394). <http://dx.doi.org/10.14198/LibroHomenajeAntonioGilOlcina2016-23>
- Rico, A. M., Olcina, J., Paños, V. y Baños, C. (1998). *Depuración, desalación y reutilización de aguas en España*. Vilassar de Mar: Oikos-Tau.
- Rico Amorós, A. M., Olcina Cantos, J. y Baños Castiñeira, C. J. (2014). Competencias por el uso del agua en la provincia de Alicante: experiencias de gestión en la armonización de usos urbano-turísticos y agrícolas. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 60(3), 523-548. <https://doi.org/10.5565/rev/dag.136>
- Rico, A. M., Arahuetes, A. y Morote, A. F. (2016). Depuración y reutilización de aguas residuales en las regiones de Murcia y Valencia. En J.F. Vera, J. Olcina Cantos y M. Hernández, M. (Eds.). *Paisaje, cultura territorial y vivencia de la Geografía. Libro Homenaje al profesor Alfredo Morales Gil* (pp. 1.169-1.202). Alicante: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alicante. <https://doi.org/10.14198/LibroHomenajeAlfredoMorales2016-52>
- Saurí, D. (2003). El transvassament de l'Ebre: Recursos hídrics, identitat i "equilibri territorial. En O. Nello (Ed.). *Aquí, no!. Els Conflictes territorials a Catalunya* (pp. 252-273). Barcelona: Empuries.
- Saurí, D. y Del Moral, L. (2001). Recent development in Spanish water policy. Alternatives and conflicts at the end of the hydraulic age. *Geoforum*, 32(3), 351-362. [https://doi.org/10.1016/S0016-7185\(00\)00048-8](https://doi.org/10.1016/S0016-7185(00)00048-8)
- Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo-Segura (SCRATS) (2017). *Análisis de soluciones para el aporte de recursos complementarios a las zonas abastecidas por el ATS. Actuaciones viables a corto, medio y largo plazo*.
- Swyngedouw, E. (2015). *Liquid power: Contested Hydro-Modernities in Twentieth-Century Spain*. Cambridge: MIT Press. <https://doi.org/10.7551/mitpress/9780262029032.001.0001>
- Swyngedouw, E. y Williams, J. (2016). From Spain's hydro-deadlock to the desalination fix. *Water International*, 41(1), 54-73. <https://doi.org/10.1080/02508060.2016.1107705>
- Troy, P. y Holloway, D. (2004). The use of residential water consumption as an urban planning tool: A pilot study in Adelaide. *Journal of Environmental Planning and Management*, 47, 97-114. <https://doi.org/10.1080/0964056042000189826>

- Turner, A., Sahin, O., Giurco, D., Stewart, R. y Porter, M. (2017). The potential role of desalination in managing flood risks from dam overflows: the case of Sydney, Australia. *Journal of Cleaner Production*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.139>
- Vargas, J. y Paneque, P. (2017). Metodología para el análisis de las causas de la vulnerabilidad al riesgo de sequía a escala de Demarcación Hidrográfica. *Natural Hazards*. <https://doi.org/10.1007/s11069-017-2982-4>
- Vargas, J. y Paneque, P. (2018). Situación actual y claves de la gestión de sequías en España. En La Roca, F. y Martínez, J. (coords.). *Informe OPPA 2017. Retos de la planificación y gestión del agua en España*, 42-54.
- Valdés-Abellán, J., Pardo, M.A. y Tenza, A.J. (2017). Observed precipitation trend changes in the western Mediterranean región. *International Journal of Climatology*. <https://doi.org/10.1002/joc.4984>
- Vera, J. F., Olcina, J. y Díez, D. (2009). Repercusiones del Traspase Tajo-Segura en el sector turístico de la Región de Murcia. En Melgarejo Moreno, J. (Dir.). *El Traspase Tajo-Segura: repercusiones económicas, sociales y ambientales en la cuenca del Segura*, 465-516.
- Wilhite, D. (2000). *Drought: A Global Assessment*. Vols. 1 and 2. Routledge, New York, Routledge, New York, 129-448.
- Zarza, D. (2018). La Importancia de la desalación en el mundo. *Jornada Día Mundial del Agua*. 22 de marzo. Alicante: Universidad de Alicante.
- Zetland, D. (2017). Desalination and the commons: tragedy or triumph. *International Journal of Water Resources Development*, 33(6), 890-906. <https://doi.org/10.1080/07900627.2016.1235015>

Cita bibliográfica: Zapperi, P. A. (2018). Análisis de la incorporación del riesgo de inundación en la normativa de ordenamiento territorial de Argentina. *Investigaciones Geográficas*, (70), 71-90. <https://doi.org/10.14198/INGEO2018.70.04>

Análisis de la incorporación del riesgo de inundación en la normativa de ordenamiento territorial de Argentina

Analysis of the flood risk incorporated into the regional and urban planning regulations of Argentina

Paula Andrea Zapperi¹

Resumen

El presente trabajo busca identificar en qué grado se han incorporado elementos propios de la dinámica hídrica y fluvial en los documentos de ordenamiento territorial y en función de ellos qué medidas se han impulsado para la gestión, prevención y mitigación del riesgo de inundación. Se analizaron leyes y planes de ordenamiento territorial a escala nacional y provincial. También se consideraron las leyes ambientales que regulan aspectos de influencia en la generación de excesos hídricos. La elección de las variables de análisis se focalizó en las referencias a la necesidad de incluir estudios del medio físico además del establecimiento de reglas de uso en función del riesgo de inundación. Se identificó una búsqueda de coordinación entre escalas y sectores a partir de la Ley 27287/16 para la creación del Sistema Nacional para la Gestión Integral del Riesgo y la Protección Civil. Mientras que los avances desde el ordenamiento territorial son menores. La falta de una ley nacional que permita unificar criterios en la habilitación de áreas para uso urbano ha fomentado la diversidad de normativa que regula la expansión urbana y la ocupación de las planicies de inundación. Se destaca también la utilización de la línea de ribera para la delimitación de áreas de riesgo hídrico si bien esta figura fue planteada para el deslinde del espacio público adyacente a un curso de agua.

Palabras clave: Crecimiento urbano; riesgo de inundación; exposición; cuenca hidrográfica.

Abstract

The aim of this paper is to identify the degree to which typical elements of the fluvial and hydrological dynamics have been incorporated into regional and urban planning regulations in Argentina. Therefore, national and provincial regional and urban planning regulations were analyzed. The environmental laws that regulate aspects that influence the generation of water excess were also considered. When choosing the variables of analysis the references focused on the environmental studies as well as the establishment of the rules of use according to the flood risk. A coordination search between scales and sectors in risk management was identified according to the Law 27287/16 for the creation of the National System for Comprehensive Risk Management and Civil Protection. Meanwhile Spatial Planning approaches are minor. The lack of a national law to unify criteria regarding the authorization of new areas for urbanization has favored the diversity of directives that regulate urban expansion and floodplain occupation. The use of the river shoreline to delimit flood risk areas is also highlighted. However, this figure was proposed to set the boundaries over public domain in the riparian areas. Likewise, it is important to highlight the obligation imposed by Law 27287/16 on risk cartography as an instrument to convey the risks of the territory and as a basis to regulate its occupation.

Keywords: Urban growth; flood risk; exposure; river basin.

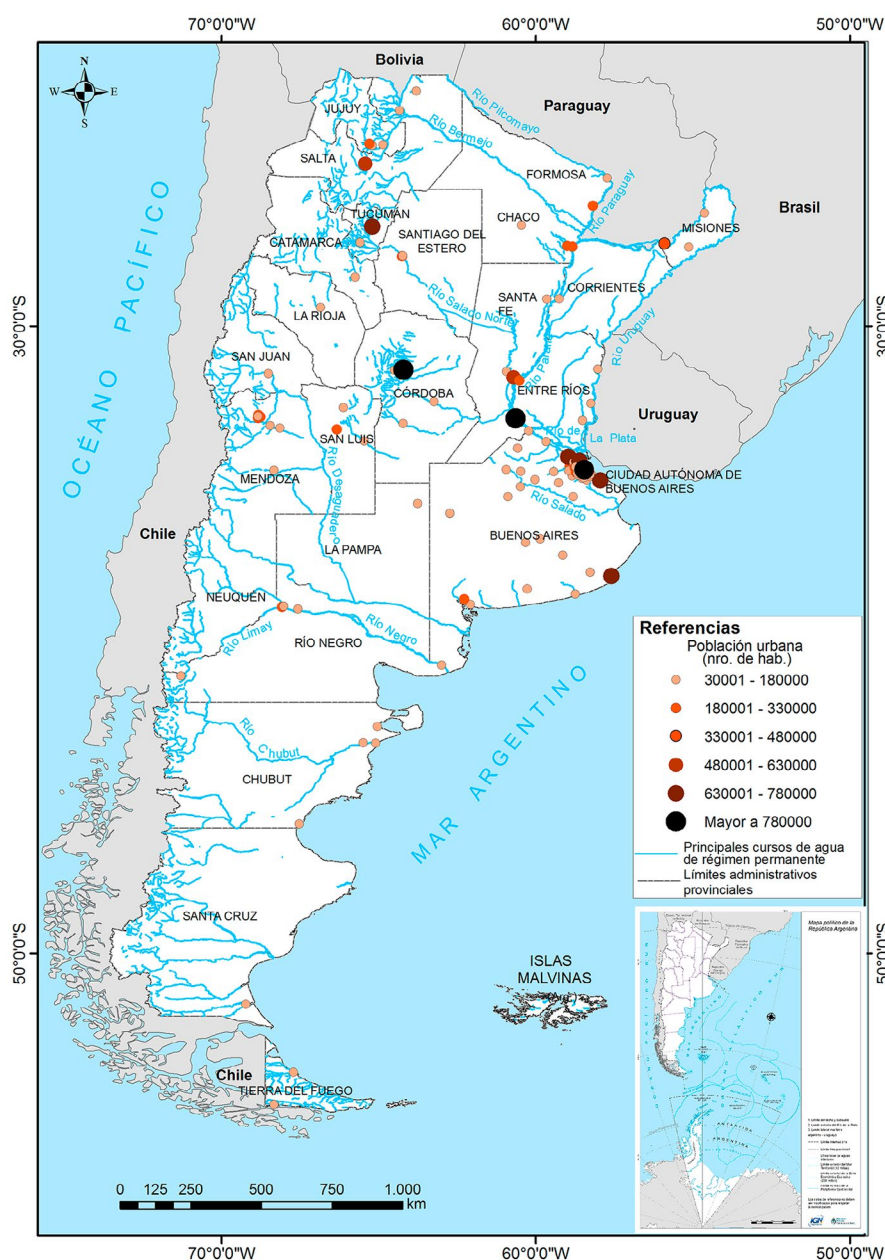
1 Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur (UNS)-CONICET, Bahía Blanca, Argentina. paula.zapperi@uns.edu.ar

1. Introducción

1.1. Inundaciones y urbanización en Argentina

En Argentina, la población se asienta básicamente en áreas urbanas. Para el año 2001 el porcentaje de población urbana sobre la población total era del 89,3% y para el año 2015, según proyecciones del Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, se estimaba que la tasa de urbanización ascendería del 94% sobre una población total de 42,4 millones (Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios, 2011). En la Figura 1 se presenta la distribución en Argentina de los centros urbanos cuya población supera los 30.000 habitantes. Se puede observar la estrecha relación entre el proceso de asentamiento urbano y las redes hidrográficas. En efecto, los cursos de agua han sido en muchos casos el nexo fundamental para el emplazamiento de las ciudades, fundamentalmente de aquellas creadas durante la colonización europea (Bertoni, 2004).

Figura 1. Trazado de los principales ríos argentinos y ubicación de centros urbanos



Fuente: Instituto Geográfico Nacional (IGN), 2017. Elaboración propia

La ocurrencia de inundaciones y anegamientos en áreas urbanas ha despertado en las últimas décadas el interés por su estudio y gran parte de sus causas se han explicado a partir del impacto de la urbanización sobre la dinámica hídrica. En Argentina, sólo en el año 2016 las inundaciones afectaron en diferente medida a 72.119 personas y produjeron pérdidas económicas por 1.300.000 de dólares (Télam [Agencia Nacional de Noticias], 2017). Todo esto se desarrolla en un contexto climático en el que se han evidenciado cambios significativos en la ocurrencia de eventos extremos de precipitación como también sequías prolongadas (Barros *et al.*, 2015; Rusticucci, 2015). Por otra parte, la ocupación de sectores ribereños y llanuras de inundación se suma como otro factor de peso en el aumento de la frecuencia de las inundaciones en distintas ciudades del país.

Por su duración y grado de afectación a nivel nacional se destacan las inundaciones ribereñas ligadas a los valles de los grandes ríos de la cuenca del Plata. En dicha región se genera más del 76 % del PIB nacional y se ubica el 70 % de la población. También se destacan las inundaciones ocurridas en la región central (sur de las provincias de Córdoba y Santa Fe, noroeste y suroeste de la provincia de Buenos Aires y norte de la provincia de La Pampa) (Bertoni, 2004). Por otra parte, hacia el extremo sur del país en la región patagónica, las lluvias intensas pueden generar flujos de agua que provocan remoción en masa y reptación del suelo en ciudades costeras como Puerto Madryn o Comodoro Rivadavia y en ribereñas como Trelew o Neuquén (González, Torchia y Viand, 2015). Como ejemplo emblemático a nivel nacional puede señalarse el caso de la ciudad de Santa Fe cuando el día 29 de abril de 2003 la crecida extraordinaria del río Salado del Norte (tributario del Paraná) provocó la muerte de 23 personas y 130.000 habitantes debieron ser evacuados haciendo de esta inundación una de las más catastróficas de la historia argentina (Ullberg, 2013). Es interesante destacar que donde se genera la mayor concentración de núcleos urbanos, noreste de la provincia de Buenos Aires, se constituyen las cuencas bajas y desembocadura de arroyos característicos de la Llanura Pampeana. Al mismo tiempo que se trata de la región con mayor densidad poblacional del país. Esta disposición se ve a su vez acentuada por la tendencia expansiva de las periferias de las grandes ciudades junto con el crecimiento de los núcleos urbanos intermedios (Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios, 2011).

1.2. Ordenamiento territorial y riesgo de inundación

1.2.1. El proceso de ocupación espacial en la definición y estudio del riesgo

Al hablar de riesgo surgen múltiples interpretaciones y aplicaciones en función de su origen como también de acuerdo al contexto histórico y disciplina desde la cual se aborda. Estos enfoques tampoco han sido estáticos de modo que la sucesión de los distintos paradigmas se ha plasmado en una conceptualización y análisis diferencial a través del tiempo. Resulta interesante destacar que esta evolución a su vez contribuye a alcanzar un estudio más acabado e integrado de los procesos naturales y sociales que interactúan en su favor. En esta línea, el análisis de la ocupación del espacio se incorpora como un tema central en los estudios geográficos sobre riesgos a la vez que el territorio y su ordenamiento ganan vinculación con el diseño de estrategias para su prevención. Durante la primera mitad del siglo XX, el abordaje dominante en geografía y también en otras disciplinas prioriza el análisis de los aspectos físicos de la naturaleza extrema y es a partir de esto que surge el término “desastres naturales”. En este marco, la sociedad detenta un papel de mera receptora de fuerzas físicas destructivas en función de su ubicuidad (Ríos y Natenzon, 2015). Hacia la década del cuarenta, bajo la perspectiva de la ecología humana, este rol es cuestionado y se plantea por primera vez la participación social en los desastres. De esta manera, la relación sociedad-naturaleza pasa a estar en el foco de las investigaciones geográficas enfatizando el análisis sobre la adaptación de las sociedades humanas a entornos ambientales determinados como también las repercusiones de estas modificaciones por parte del sistema natural (Saurí Pujol, 2003). Años más tarde, a partir de la década de 1970, la llamada “economía política de los desastres” plantea que éstos son resultado de procesos socioeconómicos que crean, a distintas escalas, condiciones de existencia humana insostenibles ante la ocurrencia de eventos extremos (Saurí Pujol y Ribas Palom, 1994). En línea con ello, Calvo García-Tornel (1984) habla de riesgo natural cuando ciertos acontecimientos naturales extremos exceden la capacidad del sistema humano para absorberlos o amortiguarlos. Se desprende de esta conceptualización la apreciación del contraste entre el accionar de la naturaleza y la preparación de la sociedad.

Por otra parte y casi de forma simultánea, la teoría de la “sociedad del riesgo” sienta las bases de un enfoque crítico que aborda al riesgo como la posible manifestación de situaciones perjudiciales

que se derivan de omisiones, decisiones o acciones de actores sociales. Se toman como referencia los postulados de Ullrich Beck y Anthony Giddens quienes sostienen que los desastres no resultan de situaciones imprevistas y surgidas de la “fatalidad” sino que están asociados a condiciones de riesgo gestadas socialmente. Es importante destacar que en línea con esta perspectiva, en América Latina los riesgos y los desastres se convierten en un tópico de investigación atractivo para las ciencias sociales, donde la cuestión del desarrollo brinda las bases para plantear a la vulnerabilidad social como eje central en la comprensión de estos fenómenos. Dentro de los aportes de los investigadores que se encuadran bajo este enfoque se destaca la diferenciación de los desastres con respecto a los riesgos. Entendiendo a los primeros como “productos” mientras que los riesgos se piensan en términos de “procesos” que se construyen social, histórica y territorialmente a partir de la articulación entre las vulnerabilidades y las amenazas (Cardona, 2003). Paralelamente, la escuela de la geografía anglosajona, en correspondencia con los postulados de la ecología política retoma el interés por la relación sociedad-naturaleza desde una perspectiva posestructuralista. Lo que significa que pasan a considerarse también los aspectos políticos que hacen a la distribución de las externalidades ambientales —sean estas positivas o negativas— entre los distintos grupos sociales (Saurí Pujol, 2003).

De los párrafos precedentes, se desprende la sucesión de enfoques y perspectivas que se plantearon en torno al riesgo y a partir de los cuales la geografía fue orientando su foco de análisis. Sin perder de vista a la interpretación del proceso de ocupación como punto de partida en el análisis de la relación sociedad naturaleza. Asimismo, la evolución en la definición de los distintos componentes del riesgo ha contribuido a ordenar su análisis permitiendo a las distintas ramas de la geografía profundizar determinados enfoques. Se llega entonces a la perspectiva actual dentro la cual el riesgo se concibe como un término multimensional que resulta de la acción conjunta de los siguientes componentes: peligro (peligrosidad), vulnerabilidad, exposición e incertidumbre. Es en el peligro en donde reside el origen del problema, tratándose del proceso disparador del escenario de riesgo. Se supone entonces que su estudio permitiría definir las condiciones para la intervención y mitigación del efecto negativo de la amenaza o peligro en cuestión. Es interesante señalar que este término es reemplazado por el de peligrosidad. De esta manera, se hace referencia a la cualidad peligrosa de los fenómenos o procesos los cuales a su vez están mediados socialmente por un sujeto que los define como tal (Ríos y Natenzon, 2015). Un segundo factor que hace al riesgo es la vulnerabilidad, la cual se refiere a la configuración social previa a la ocurrencia del evento catastrófico. De la combinación de la peligrosidad y vulnerabilidad se desprenden la exposición y la incertidumbre. Entendiendo a la primera no sólo como la distribución de lo que es potencialmente afectable sino como la materialización en el territorio de la construcción social del riesgo (González, 2013). La incertidumbre representa aquellos aspectos que surgen del desconocimiento sobre las tres componentes mencionadas y cuyo abordaje se encuentra en la trama de las relaciones sociales, toma de decisiones y subjetividad (Ríos y Natenzon, 2015). Precisamente, en el año 2009 la Estrategia Internacional para la Reducción de Desastres de las Naciones Unidas (UNISDR) define a la gestión del riesgo como el enfoque y práctica sistemática de gestionar la incertidumbre a fin de minimizar los daños y las pérdidas potenciales. Años más tarde en respuesta al carácter continuo en la construcción de las condiciones de riesgo surge la Gestión Integral del Riesgo de Desastre (GIRD). A partir de la cual se busca dotar a la gestión pública de acciones concretas y que abarquen, a su vez, distintas áreas institucionales, tales como la planificación del territorio, la gestión de los recursos naturales, el desarrollo social y sustentable, el abastecimiento de servicios básicos, etc. (National Platform for Natural Hazards in Switzerland, 2014).

1.2.2. Ordenamiento territorial y la prevención del riesgo

La concepción del territorio como espacio con sentido, construido a partir de ideologías dominantes en relación a un proyecto hegemónico (Bustos Cara, 2002) permite entender que al igual que el riesgo está en constante cambio y construcción. A su vez, existe una clara interacción entre ellos pues las condiciones de riesgo se derivan de las características y lógicas que guían este proceso de construcción territorial. De esta manera, tienen lugar los postulados de Giddens y Beck en cuanto a la exposición a la peligrosidad, de forma más o menos consciente, como una plasmación de la realidad que transforma a la naturaleza (Olcina Cantos, 2008).

El territorio que se atribuye a un grupo humano complejo se convierte en uno de los integrantes fundamentales de su proyecto común a la vez que actúa de soporte y recurso básico, ámbito de vida, paisaje propio e invariante en la memoria personal y colectiva. Por otra parte, la ordenación del territorio se

puede entender como la voluntad y la acción pública para mejorar la localización y disposición de los hechos en el espacio geográfico de acuerdo a las necesidades y condiciones de vida de sus habitantes (Zoido Naranjo, 2000). Justamente, la definición de la Carta Europea de Ordenación del Territorio (1983)² pone de manifiesto las ideas focales a que atiende la ordenación territorial: desarrollo (en término de calidad de vida), equilibrio intra e interregional, organización física del espacio, utilización racional de los recursos naturales y conservación ambiental. De esta manera y considerando lo que expone Giménez Ferrer:

“reflexionar sobre la naturaleza de la ordenación del territorio es sumergirse en las raíces más profundas que entroncan con la filosofía de la ciencia de los riesgos naturales tanto y en cuanto uno de los objetivos principales de la ordenación del territorio es mejorar la calidad de vida de quienes lo habitan”. (2003, p. 75)

Surge entonces la pregunta ya planteada por Ayala Carcedo (2000) en cuanto al papel que puede y debe jugar la ordenación del territorio a la hora de mitigar el riesgo. Precisamente, las inundaciones urbanas las cuales constituyen un claro ejemplo de la influencia de la ocupación humana sobre áreas con peligrosidad natural. Asimismo, ocurrencia puede ser inventariada, valorada y cartografiada para evitar las zonas donde se producen o utilizar las tecnología adecuada para soportarlos/mitigar sus efectos.

Toda actividad ocupa y transforma un espacio. Sin embargo, el medio físico de su entorno no es homogéneo por lo que sus características, procesos activos y ubicación relativa de sus unidades ambientales le otorgan al espacio una determinada capacidad de acogida (Gómez Orea y Gómez Villarino, 2013). De esta manera, los procesos propios de un espacio pueden constituir factores de peligrosidad para una sociedad que planifique habitarlo. De ahí que la definición de umbrales de peligrosidad y su consideración para regir la ocupación resultan fundamentales para un manejo preventivo del riesgo que priorice la organización de usos y actividades expuestas. Fernández y Fernández y Muguruza Cañas (2015) consideran que ante el conocimiento de un factor de peligrosidad, la respuesta planificadora puede ser la de evitar la exposición de bienes y personas al riesgo potencial. De este modo, la zonificación de los usos del suelo en función del riesgo hace del ordenamiento territorial un valioso instrumento para la mitigación y prevención de las inundaciones urbanas. Estrategia que se corresponde con el incremento en la adopción de medidas no estructurales en el manejo de riesgos hidrometeorológicas. Mientras en un inicio se apuntaba a la capacidad de las obras hidráulicas como solución definitiva, hoy este tipo de intervenciones se conjugan con medidas de defensa que se refieren a la implementación de políticas territoriales y generación de conocimientos (Hall, Meadowcroft, Sayers y Bramley, 2003; Van Den Hurk, Mastenbroek y Meijerink, 2014). Sin embargo, en comparación con las medidas estructurales, las medidas preventivas del riesgo pueden demandar líneas de actuación de mayor complejidad tanto en mecanismos de gestión como en plazos de ejecución (González *et al.*, 2015).

En América Latina se puede mencionar el caso chileno donde la Ley General de Urbanismo y Construcciones señala como zonas restringidas al desarrollo urbano a las “áreas de riesgo” las cuales se determinan según distintas características, entre ellas la inundabilidad debida no sólo a la proximidad de lagos y ríos sino también a la ocurrencia de maremotos y tsunamis (Pastén Valdés, 2016). De esta manera, la incorporación de análisis del riesgo de inundación dentro de la normativa urbana comienza a extenderse en la medida que los distintos territorios se ven afectados por este tipo de fenómeno. En este sentido es importante reconocer la función catalizadora que tienen las inundaciones severas para promover la ejecución de medidas preexistentes o reformulación de leyes (Sultana, Johnson y Thompson, 2008). En Irlanda, por ejemplo, las principales inundaciones de los años 2000 y 2002 llevaron a la revisión de la Ley de Drenaje (publicada en 1945) y a la consideración de las Directivas de la Unión Europea para el Manejo del Riego de Inundación. De esta manera en la enmienda de la Ley de Planificación y Desarrollo del año 2010 se incorporó la obligación de la evaluación del riesgo de inundación para restringir y controlar el desarrollo urbano en áreas que presenten este tipo de riesgo (Ran y Nevodic-Budic, 2017).

En el proceso de expansión urbana de Argentina, factores como la especulación inmobiliaria, fallas de formación de los profesionales urbanistas y los permanentes problemas socio-económicos de la población

2 Las citas consideradas se obtuvieron de Gómez Orea y Gómez Villarino (2013) y son las siguientes: “la expresión espacial de la política económica, social, cultural y ecológica de toda la sociedad, cuyos objetivos fundamentales son el desarrollo socioeconómico y equilibrado de las regiones, la mejora de la calidad de vida, la gestión responsable de los recursos naturales, la protección del medio ambiente y, por último, la utilización racional del territorio”, “es a la vez, una disciplina científica, una técnica administrativa y una política, concebida como actuación interdisciplinaria y global cuyo objetivo es un desarrollo equilibrado de las regiones y la organización física del espacio según un concepto rector”, Carta Europea de Ordenación del Territorio, 1983.

explicarían en gran parte la instalación de barrios en zonas naturalmente inundables (Bertoni, 2004, p. 48). En este contexto se formuló una hipótesis de trabajo que plantea que la prevención de los riesgos naturales, más precisamente de inundación, no ha tenido un tratamiento prioritario en la elaboración de políticas de planificación espacial. Es por ello que el objetivo del presente trabajo es el análisis de las directrices de ordenamiento territorial en Argentina según la consideración de procesos y factores de influencia sobre el riesgo de inundación. De esta manera, se busca identificar en qué grado se han incorporado elementos propios de la dinámica fluvial en los documentos de ordenamiento territorial y en función de éstos qué medidas se han impulsado para la gestión, prevención y mitigación del riesgo de inundación.

2. Metodología

2.1. Documentos analizados

En el régimen jurídico argentino, el ordenamiento territorial se lleva adelante con la intervención estatal mediante normas jurídicas de distintos grados y jerarquías que se encuadran dentro de un sistema de tres escalas: nacional, provincial y municipal (local). Por lo tanto, de acuerdo al objetivo planteado se han analizado leyes y planes de acuerdo a la estructura mencionada (Figura 2). Dentro de los documentos de ámbito nacional se analizaron el Anteproyecto de Ley Nacional de Ordenamiento Territorial y el Plan Estratégico Territorial considerando su posible pertinencia en la reducción de la exposición al riesgo de inundación. Adicionalmente, en esta escala se analizaron leyes que regulan aspectos que influyen en la generación de excesos hídricos, es decir, que trabajan cuestiones relacionadas para la peligrosidad. Si bien en Argentina a partir de la reforma constitucional de 1994 las provincias quedan facultadas a legislar sobre sus recursos (art. 41°), el estado nacional está a cargo del dictado de las normas que fijen los presupuestos mínimos de protección ambiental (Petrelli, 2009). Es por esto que también se analizaron las leyes ambientales relacionadas con la conservación de bosques nativos y de los suelos. Por último, en lo que respecta a los antecedentes sobre legislación orientada a la gestión del riesgo, se analizó la Ley 27287/16 que establece el Sistema Nacional para la Gestión Integral del Riesgo y la Protección Civil.

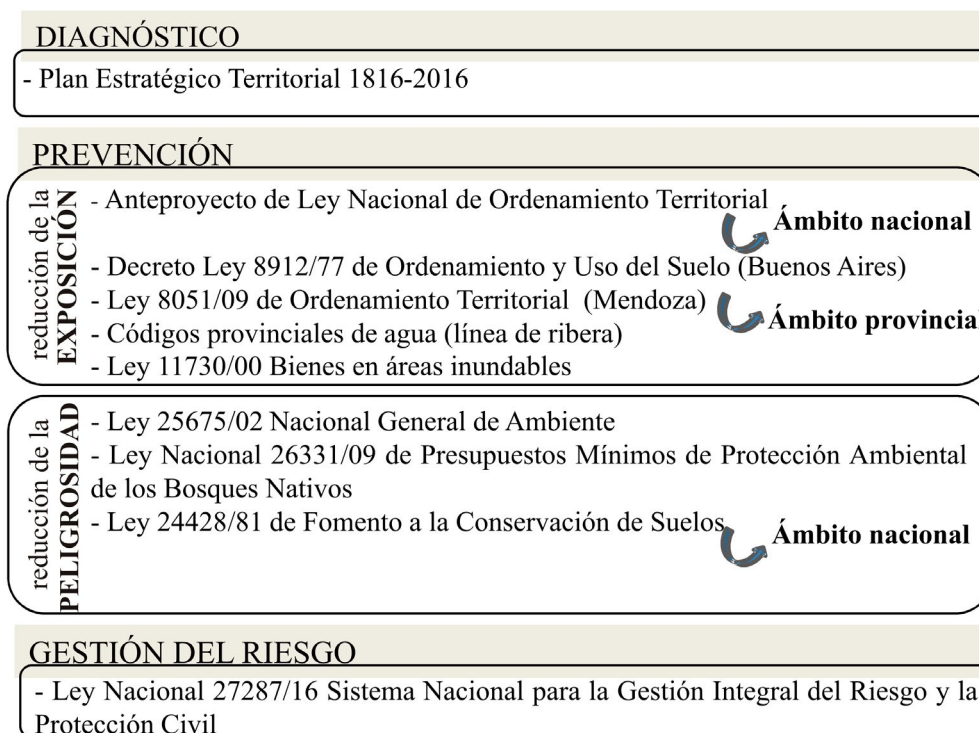
A escala provincial fueron consideradas las leyes de Ordenamiento Territorial de las provincias de Buenos Aires (Decreto Ley (912/77) y de Mendoza (8051/09). Asimismo, se realizó un relevamiento de la existencia de leyes y códigos de agua en cada una de las provincias del país focalizando el análisis sobre la definición y uso de la “línea de ribera” como límite de zonas de riesgo hídrico. Para el análisis de la escala local, se analizó la urbanización de los municipios de la cuenca baja del río Luján, ubicados en la provincia de Buenos Aires. Se trata de una cuenca de llanura en la que las crecidas, que forman parte de su dinámica fluvial, han impactado en los últimos años con mayor recurrencia. Por otra parte, este caso permite analizar la integración de las disposiciones de legislación provincial con las de escala local.

2.2. Variables de análisis

La elección de las variables de análisis se realizó sobre la base de los indicadores utilizados en la literatura referida a la consideración del peligro de inundación por parte de la normativa de ordenamiento territorial. De esta manera, el análisis se focalizó en la incorporación de criterios técnicos y ambientales en la categorización del suelo como “urbanizable”. En este sentido, se buscaron referencias a la necesidad de incluir estudios del medio físico en los proyectos de urbanización además de cuestiones concretas como el establecimiento de reglas de uso³, régimen de valoraciones del suelo, etc. Dichos aspectos fueron identificados en los estudios que Giménez Ferrer (2003) y Olcina Cantos (2010) realizaron sobre el tratamiento de los riesgos naturales, principalmente de inundación, por parte de la legislación de suelo de nivel estatal y su correspondiente articulación con el ámbito regional y municipal. Del mismo modo fue considerado el análisis que Ran y Nevodic-Budic (2017) realizaron a escala de cuenca hidrográfica para verificar la integración del riesgo de inundación con las políticas de gestión de los cambios de cobertura y usos del suelo. Precisamente, las cuencas hidrográficas son unidades geográficas claramente identificables (Sala Sanjaume y Batalla Villanueva, 1996) cuyo funcionamiento sistémico permite identificar de manera interconectado el impacto y respuesta de los cambios que suceden dentro de la misma.

3 Las reglas de uso son normas que establecen limitaciones de tipo legal al derecho de uso del suelo por parte del propietario, considerando las recomendaciones y observaciones y propiciando un manejo adecuado de la tierra. Existen tres clases: permitido, prohibido y limitado o con restricciones (González *et al.*, 2015)

Figura 2. Instrumentos de Ordenamiento Territorial analizados según la consideración de distintas etapas y componentes del riesgo de inundación



Elaboración propia

3. Resultados

3.1. Documentos enmarcados en el ámbito nacional

3.1.1. Bases legales generales para la prevención y gestión del riesgo

En Argentina el desarrollo del ordenamiento territorial estuvo marcado en sus inicios por la preponderancia de planificación normativa a través de la elaboración de planes sectoriales. A partir de 1980 pasan a tener relevancia las cuestiones ambientales y el ordenamiento territorial se asocia a zonificaciones de usos del suelo como herramienta para preservar, conservar y/o recuperar el patrimonio natural e histórico-cultural, visión que continúa vigente. En esta década se generan dentro de la estructura administrativa nuevas oficinas para atender al tema pero de manera sectorial y bajo la ausencia de una política integral y sistémica. Ya en la década de los '90 se comienza a hablar de Planificación Estratégica y para el año 2000 se afirma la concepción del ordenamiento territorial como instrumento o estrategia de desarrollo sustentable, entendido en términos de política pluri-sectorial, horizontal e integral. Se asocia al uso sustentable de los recursos naturales en estrecha correspondencia con patrones adecuados de distribución de asentamientos y de actividades económicas y busca la cohesión social y territorial (Gudiño, 2008).

En el año 2012 el Consejo Federal de Planificación y Ordenamiento Territorial (COFEPLAN) presenta el Anteproyecto de Ley Nacional de Ordenamiento Territorial con el objetivo de poner en marcha un proceso de creación de instrumentos que conformen un sistema de ordenamiento territorial. Además busca conformar una norma marco para garantizar condiciones de compatibilidad entre el desarrollo de las actividades antrópicas y el manejo sustentable del uso del suelo, sea éste urbano o rural (art. n° 3). Por otra parte, conceptualiza el uso del suelo del medio urbano a partir de una ocupación eficiente, "que cuente con las infraestructuras y los servicios que le son propios; que prevea espacio para dotar de vivienda adecuada a todos sus habitantes y en el que los usos se combinen de forma funcional, protegiendo el patrimonio cultural y minimizando los riesgos" (art. n° 7). Cabe señalar que este anteproyecto se encuentra aún pendiente de aprobación pues presenta un punto de conflicto que radica en la promoción

de expropiaciones en favor del interés colectivo que, a juicio del texto oficial, es el bien superior al cual estarán sujetos el uso y la propiedad del suelo.

Si bien desde el punto de vista normativo a nivel nacional no hubo más definiciones, desde el año 2004 se han publicado sucesivos avances del Plan Estratégico Territorial hasta su versión definitiva en 2016. En su justificación se plantea la imposibilidad del estamento público para consolidar políticas de ordenamiento sostenibles como resultado de su cuestionamiento generalizado en favor del mercado como un promotor de mayor eficiencia en la asignación de recursos. De esta manera, se reconoce la sobreutilización o subutilización de recursos naturales, la generación de conflictos ambientales y territoriales, la inequidad en la asignación de recursos públicos para distintas regiones y la consecuente disminución de la calidad de vida en vastas regiones del territorio nacional. Los riesgos naturales y precisamente la ocurrencia de inundaciones se hacen presentes en el componente del diagnóstico de las distintas regiones del país. A su vez, los eventos de excesos hídricos se consideran determinantes en áreas ambientalmente críticas donde la presencia de suelo vacante sobre riberas inundables es percibida por sectores carentes de vivienda como una oportunidad para asentarse. En línea con los objetivos relacionados a la disminución de la vulnerabilidad de la población ante de la ocurrencia de riesgos naturales se desarrolló en el año 2006, junto con el Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), el Programa de Prevención y Reducción del Riesgo de Desastres. Su objetivo era promover la inserción de la reducción del riesgo de desastres en las políticas de desarrollo y ordenamiento territorial en todos los niveles del Estado, incluyendo el análisis del riesgo como dimensión de referencia en la planificación y la evaluación de proyectos de inversión pública. Diez años más tarde es sancionada la Ley Nacional 27287/16 para la creación del Sistema Nacional de Gestión del Riesgo (SINAGIR). Este sistema tiene por principal objetivo el de “integrar las acciones y articular el funcionamiento de los organismos del Gobierno nacional, los Gobiernos provinciales, de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y municipales, las organizaciones no gubernamentales y la sociedad civil, para fortalecer y optimizar las acciones destinadas a la reducción de riesgos, el manejo de la crisis y la recuperación”. Desde el Ministerio de Seguridad de la Nación se presenta como una ley que encuentra fundamentación en el fomento de actividades de mitigación y reducción del riesgo de forma complementaria a las acciones de socorro asistencialista. De esta manera, bajo los lineamientos de las Naciones Unidas a través del Marco de Acción de Hyogo 2005-2015 y su actualización Sendai 2015-2030, busca materializarse a través del Plan Nacional de Reducción del Riesgo de Desastres 2018-2023⁴. Asimismo, La Ley Nacional para la Creación del SINAGR (2016) define al “mapa de riesgo” como una representación gráfica de los riesgos existentes en un territorio. De esta manera, desde la Secretaría de Protección Civil y Abordaje Integral de Emergencias y Catástrofes se publica el Manual para la elaboración de Mapas de Riesgo para sentar las bases metodológicas que permitan lograr documentos cartográficos que respondan a las “necesidades básicas de planeamiento”. Cabe mencionar que tanto la ley como el manual metodológico constituyen los primeros antecedentes en el país en lo que respecta a la unificación y articulación de criterios tanto para realización de cartografía de riesgo como también para su gestión.

3.1.2. *Leyes nacionales de ambiente: puntapié inicial en la conservación de la cobertura del suelo*

Del relevamiento de instrumentos de ordenamiento que contemplen aspectos relacionados al uso del territorio y la dinámica natural no sólo se desglosaron las leyes de ordenamiento propiamente dichas sino que se identificó además a la legislación ambiental como un componente clave en lo que a la ocupación del espacio respecta. La Ley Nacional General de Ambiente 25675/02 se presenta como un instrumento de política pública destinado a garantizar el correcto uso de los recursos ambientales (art. 9° y 10°). Es a partir de la misma que se exige de forma previa a la instalación de las distintas actividades y/o asentamientos humanos “la consideración de la naturaleza y las características particulares de los diferentes biomas que se verán impactados” (art. 10°). La estructura propuesta para el funcionamiento de la misma a escala del territorio nacional implica “la coordinación interjurisdiccional entre los municipios y las provincias, y de éstas y la ciudad de Buenos Aires con la Nación, a través del Consejo Federal de Medio Ambiente (COFEMA)” (art. 9°). De esta manera, las provincias cuentan con su propia normativa ambiental que regula aspectos relacionados a los protocolos de evaluación ambiental y protección de los distintos recursos naturales. Sin

⁴ De esta manera Argentina estaría contribuyendo con uno de los siete objetivos que se plantean en el Marco de Acción Sendai 2015-2030 el cual propone incrementar “el número de países que cuentan con estrategias de reducción del riesgo de desastres a nivel nacional y local para 2020”.

embargo, a los efectos del análisis que planteado en este trabajo cabe destacar que en esta legislación no se encontraron referencias a la evaluación del impacto hidrológico producto de las distintas actividades.

Con respecto a otro aspecto fundamental en la generación de inundaciones, como es el cambio de cobertura, corresponde mencionar a la Ley Nacional 26331/09 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos y la Ley 24428/81 de Fomento a la Conservación de Suelos. Las medidas de conservación y recuperación que se incluyen en esta última a través del otorgamiento de beneficios e incentivos reconocen la relación entre la generación de excedentes hídricos y la degradación del suelo. Sin embargo, dentro de instituciones como el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) se plantea la inquietud en torno a los esfuerzos que aún restan para garantizar una mayor responsabilidad en el manejo los suelos por parte de los productores rurales. Hecho que incide en la gravedad, la velocidad y la duración de las inundaciones y anegamientos (Bertram y Chiacchiera, 2013). Por otra parte, la Ley Nacional 26331/09 promueve la protección de las cuencas hidrográficas como uno de los criterios considerados para el ordenamiento de bosques nativos. A su vez, se realiza la categorización de áreas de conservación en función de la protección de las nacientes de las cuencas hidrográficas por parte de las distintas formaciones. No obstante, la diversidad ambiental e institucional al momento de conformar las autoridades de aplicación de escala provincial dificulta el cumplimiento del objetivo primero de esta ley (Gautreau, Langbehn y Ruoso, 2014).

3.2. Leyes de Ordenamiento Territorial en el ámbito provincial

3.2.1. Decreto Ley 8912/77 de Ordenamiento Territorial y Uso del Suelo de la provincia de Buenos Aires y Ley 8051/09 de Ordenamiento Territorial de la provincia de Mendoza

Del total de las provincias argentinas, son las provincias de Mendoza y Buenos Aires las que cuentan con una ley de ordenamiento territorial. Las administraciones públicas junto con los municipios actúan como Autoridades de Aplicación y gozan del poder de policía para asegurar el cumplimiento de la normativa. A fin de coordinar las potestades provinciales y municipales, en concordancia a lo estipulado en la reforma constitucional del año 1994, el dominio provincial de los recursos naturales, en este caso el agua, se refleja en el desempeño como Autoridades de Aplicación por parte de organismos provinciales como la Autoridad del Agua y Dirección de Hidráulica en el caso de Buenos Aires y el Departamento de Irrigación, en Mendoza. Mientras que las infracciones a las obligaciones establecidas por las leyes como también en los planes urbanísticos de escala local, serán sancionadas por las autoridades municipales.

En el caso de la provincia de Buenos Aires es el Decreto Ley 8912/77, junto con sus modificaciones en el Decreto Reglamentario 1549/83, el que otorga el marco sustantivo al cual se ajustan los planes urbanísticos de las distintas ciudades y distritos (Grahl, 2011). Rige el ordenamiento del territorio de la provincia y regula el uso, ocupación, subdivisión y equipamiento del suelo. La responsabilidad primaria recae en el nivel municipal el cual tiene a cargo la delimitación del territorio en áreas rurales, áreas urbanas y áreas complementarias según las bases definidas en la mencionada ley. Las mismas se apoyan en reglas sobre aspectos de infraestructura y equipamiento urbanos (art. 17° y 18°), cuestiones técnicas como los factores de ocupación (FOS y FOT⁵) y condiciones de mercado. En la Tabla 1 se exponen resumidamente los principales puntos de consideración obligatoria al momento de ampliar áreas urbanas. Los cuales se apoyan principalmente en una concepción que encuentra su base en el Urbanismo e Infraestructuralismo. Cuestiones como el riesgo o la protección de los recursos naturales no se identificaron como temas de especial consideración. Sancionada en 1977 durante el gobierno de facto, el Decreto Ley 8912/77 constituye un antecedente no solo en lo que respecta al proceso de planificación en sí mismo sino también por el rol que asume el Estado como regulador de los procesos territoriales. Resultado de un trabajo que comenzó a fines de los sesenta, esta ley buscaba frenar el loteo indiscriminado que se desarrollaba en la provincia y dotar a los municipios de indicadores que ordenen el crecimiento urbano (Marenco, Bustos Cara, Pascale, Tonello y Mallamaci, 1997). De esta manera, las precisas especificaciones técnicas sobre uso, ocupación y subdivisión del suelo y niveles de infraestructura y equipamientos permitieron a los gobiernos locales llevar adelante zonificaciones que brindaron cierto orden urbano y que a su vez contribuyeron con el freno

5 La Ley Decreto 8912/77 en su artículo 42° define al factor de ocupación total (FO.T.) como el coeficiente que debe multiplicarse por la superficie total de cada parcela para obtener la superficie cubierta máxima edificable en ella. Mientras que el factor de ocupación del suelo (FO.S.) es la relación entre la superficie máxima del suelo ocupada por el edificio y la superficie de la parcela. Ambos factores determinarán los volúmenes edificables.

a la especulación inmobiliaria. No obstante, la categorización del territorio provincial en áreas rurales y urbanas descontando particularidades regionales y la gran diversidad demográfica dificultó la aplicación de los indicadores urbanísticos propuestos. De esta manera, se gestó una dualidad urbana con la existencia de una “ciudad formal”, con cumplimiento de la normativa y “ciudad informal”, de desarrollo espontáneo y no encuadrado en normas, con carencias y problemas de dominio (Corti, 2009).

Para el caso de la provincia de Mendoza, su ubicación cordillerana y la dinámica hidro-geomorfológica que esto implica hacen de la gestión del riesgo uno de los pilares sobre los cuales se fundamenta la Ley 8051/09 de Ordenamiento Territorial de la provincia de Mendoza. La exposición a distintos peligros naturales (sismos, aluviones, sequías, tormentas intensas y eventos de viento Zonda, entre otros) permite entender determinados contenidos que se proponen como parte del Plan Provincial de Ordenamiento Territorial (aprobado el 23 de agosto de 2017). De esta manera, “la realización de un inventario de cartografía oficial para elaboración de mapas de riesgos naturales” y la “zonificación que evite la instalación de asentamientos en lugares vulnerables a la peligrosidad ambiental y riesgos naturales” son objetivos que se consideran claves para la gestión del riesgo como también para el desarrollo armónico del territorio.

Tabla 1. Principales aspectos que plantean las leyes provinciales de Ordenamiento Territorial para la ampliación de áreas urbanas

Decreto Ley 8912/77 - Buenos Aires	Plan Provincial de Ordenamiento Territorial enmarcado en la Ley 8051/09 - Mendoza
<ul style="list-style-type: none"> - La ampliación de un área urbana debe considerar los ejes de crecimiento previstos, la existencia de fuentes de aprovisionamiento de agua potable, disponibilidades de tierra, factibilidad para dotar al de los servicios esenciales y equipamiento comunitario, situación previa al uso, ocupación, subdivisión y equipamiento del suelo. - En caso que cursos y espejos de agua limiten o queden incluidos en áreas a urbanizar de urbanización se debe ceder gratuitamente al fisco provincial una franja ancho de 50 metros a contar de la línea de máxima creciente en el caso de cursos de agua y de 100 metros medidos desde el borde en el caso de espejos de agua (art. 59°). 	<ul style="list-style-type: none"> - Para la zonificación a escala municipal establece como sub-áreas no urbanizables aquellas que “presentan peligros de erosión, aluvi3n, desprendimientos, inundaciones u otras amenazas naturales...”. - Se propone la generaci3n de cartografía sobre “amenazas naturales y antrópicas” de escala mayor a 1:25000 para áreas urbanas que actuará como referencia para la zonificaci3n del territorio y la revisi3n del desarrollo de programas y proyectos.

Elaboraci3n propia

Por otra parte, los rasgos de aridez propios del clima de la provincia se reflejan en la Ley 8051/09 a partir de la clasificaci3n del territorio provincial seg3n se trate de zonas de oasis y zonas no irrigadas. Es así que el ámbito territorial que cuenta con derecho de agua a partir de la sistematizaci3n hídrica se categoriza como “oasis”. Mientras que las zonas que seg3n la Ley General de Aguas no revisten de las condiciones necesarias para obtener concesiones de agua para riego se consideran como “zonas no irrigadas” (art. 15°). En el primer caso se pueden incluir áreas, urbanas y complementarias en tanto que en estas últimas (zonas no irrigadas) quedan incluidas las áreas rurales, áreas de aprovechamiento extractivo, energético y uso estratégico y áreas naturales. Es responsabilidad del ámbito municipal orientar los usos del suelo en las distintas áreas del territorio siendo el objetivo final la utilizaci3n racional y sustentable del mismo.

3.2.2. El espacio fluvial y su regulaci3n a trav3s de la legislaci3n provincial

En el régimen jurídico argentino “los ríos, estuarios, arroyos y demás aguas que corren por cauces naturales” son bienes de dominio público (art. 236° del Código Civil y Comercial Argentino). “Se entiende por río el agua, las playas y el lecho por donde corre, delimitado por la línea de ribera que fija el promedio de las máximas crecidas ordinarias” (art. 239° del Código Civil y Comercial Argentino). De esta manera,

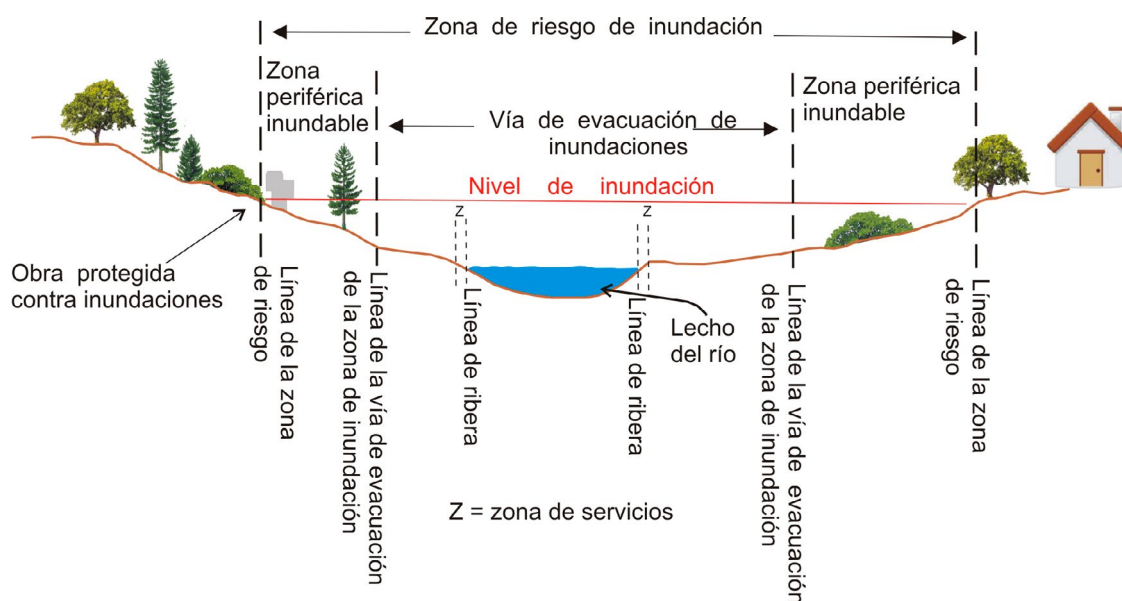
6 Inciso c) del art. 235° del Código Civil (aprobado por Ley 26994/14):

los ríos, estuarios, arroyos y demás aguas que corren por cauces naturales, los lagos y lagunas navegables, los glaciares y el ambiente periglacial y toda otra agua que tenga o adquiera la aptitud de satisfacer usos de interés general, comprendiéndose las aguas subterráneas, sin perjuicio del ejercicio regular del derecho del propietario del fundo de extraer las aguas subterráneas en la medida de su interés y con sujeci3n a las disposiciones locales. Se entiende por río el agua, las playas y el lecho por donde corre, delimitado por la línea de ribera que fija el promedio de las máximas crecidas ordinarias. Por lago o laguna se entiende el agua, sus playas y su lecho, respectivamente, delimitado de la misma manera que los ríos.

desde la entrada en vigencia del Código Civil en 1871 se utiliza la figura de “línea de ribera” como línea de referencia para efectuar el deslinde, es decir, la delimitación del área de dominio público en las áreas ribereñas (Petri, 2016). Esta regulación territorial es decisión de la administración pública, a través de los organismos provinciales de agua, con el objetivo de conservar el área y establecer condicionamientos en cuanto a los usos. La definición de la línea de ribera se basa principalmente en procedimientos hidráulicos expuestos dentro de las normas de cada organismo de agua provincial. Esto implica la consideración de distintos criterios ya sea en cuanto de los períodos de retorno como también características geomorfológicas. La gran heterogeneidad de cursos y cuerpos de agua que existe dentro del territorio nacional dificulta el establecimiento de una metodología única para determinar la línea de ribera. Hasta el momento se ha utilizado como base metodológica la propuesta resultante de un estudio del año 1988 financiado por el Consejo Federal de Inversiones (CFI) y coordinado por el Dr. Guillermo Cano (Cano *et al.*, 1988). Sin embargo, desde hace ya una década que la delimitación de la línea de ribera y su influencia en la demarcación de las zonas de riesgo hídrico⁷ es un tema de interés nacional y que congrega habitualmente a los organismos hídricos provinciales —enmarcados en el ámbito del Consejo Hídrico Federal (COHIFE)— y a La Red Argentina de Capacitación y Fortalecimiento en Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (Arg Cap-Net). En la Figura 3 se muestran de forma gráfica las distintas zonas que se delimitan en función de las crecidas ordinarias y extraordinarias según los períodos de recurrencia pronosticables.

Para definir el cauce y por tanto el límite del dominio público a través de las líneas de ribera, se propuso la cota de la *crecida máxima anual media* (obtenida como promedio de los caudales pico de las mayores crecidas de cada año). Con la modificación del Código Civil se propone el promedio de máximas crecidas ordinarias. Mientras esta delimitación es fija, el área que se extiende de manera contigua, la zona de servicio, se define a partir de una medida métrica fija que tiene inicio en la línea de ribera.

Figura 3. Zonificación y delimitación del nivel de inundación en función de la línea de ribera



Fuente: Cano *et al.*, 1988. Elaboración propia

El límite externo a la línea de ribera lo constituye la *vía de evacuación de crecidas* que es donde se puede encauzar el escurrimiento de las crecidas con una recurrencia pronosticable de al menos 10 años. Los niveles de agua alcanzados por eventos con un período de retorno de 100 a 500 años definen la *zona de riesgo* que junto con la vía de evacuación de crecidas definen la parte exterior de la *zona inundable* (zona periférica). En estas zonas adyacentes las aguas son menos profundas y circulan más lentamente que en el canal. De hecho, en la franja periférica el movimiento es casi nulo (Cano *et al.*, 1988). De esta manera, la magnitud de las crecientes que se adopte tiene relación directa con la extensión de las áreas delimitadas. Si

7 No existe una definición de riesgo hídrico contemplada dentro de los documentos que componen la normativa referida al tema.

bien esto constituye un aspecto fundamental existe una superposición de criterios en cuanto su implementación. A su vez, es importante diferenciar que la finalidad entre la determinación de la línea de ribera y la línea de riesgo hídrico. Dado que en el primer caso se busca distinguir en ríos y lagos el dominio público del privado mientras que la delimitación de áreas inundables está destinada a establecer restricciones al uso mediante un régimen legal especial en zonas inundables de dominio privado o público (Paoli, 2016).

Tabla 2. Leyes y normativa provincial que considera y reglamenta a la línea de ribera

Jurisdicción provincial	Autoridad de aplicación	Normativa
Buenos Aires	<i>Autoridad del Agua Dirección Provincial de Hidráulica</i>	Ley 12257/99 (Cód. de Aguas) y Decreto Reglamentario 3511/07 Ley 11964/97
Catamarca	<i>Dirección Provincial de Hidráulica</i>	Ley 4194/84 de Línea de ribera
Chaco	<i>Administración Provincial del Agua</i>	Ley 3230/86 (Cód. de Aguas) y Decreto Reglamentario 174/90.
Chubut	<i>Instituto Provincial del Agua de Chubut</i>	Ley XVII-N° 53 (Antes Ley 4148)
Ciudad Autónoma de Buenos Aires	<i>Gobierno de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires</i>	Plan Director de Ordenamiento Hidráulico
Córdoba	<i>Ministerio de Agua, Ambiente y Energía</i>	Ley 5589/73 (Cód. de Aguas) modificada por Ley 9301/06
Corrientes	<i>Instituto Correntino del Agua y del Ambiente</i>	Decreto-Ley 191 Ley 5588/04 y Decreto reglamentario 2245/12
Entre Ríos	<i>Dir. de Hidráulica y Rec. Hídricos</i>	Ley 9008/96 de Línea de ribera
Formosa	<i>Unidad Provincial Coordinadora del Agua</i>	Ley 1246/97 (Cód. de Aguas) Ley 1312/00 Normas definición y demarcación de la línea de ribera y mapas de zonas de riesgo hídrico
Jujuy	<i>Dirección Provincial de Recursos Hídricos</i>	Ley 161/50 (Cód. de Aguas)
La Pampa	<i>Secretaría de Recursos Hídricos</i>	Ley 2581/11 (Cód. de Aguas) y Decreto reglamentario 2468/2011
La Rioja	<i>Instituto Provincial del Agua de La Rioja</i>	Ley 9356/12 (Línea de ribera) y Ley (Cód. de Aguas) 4295/83
Mendoza	<i>Departamento General de Irrigación (DHI)</i>	Proyecto de delimitación de líneas de ribera (DHI)
Misiones	<i>Instituto Misionero de Agua y Saneamiento</i>	Ley 1 – N° 119 (ex Ley 3748/09) Régimen provincial de líneas de ribera
Neuquén	<i>Dirección Provincial de Recursos Hídricos</i>	Ley 273/61, Ley 899 (Cód. de Aguas)
Río Negro	<i>Departamento Provincial de Aguas</i>	Ley 2952/09 (Cód. de Aguas) y Decreto Reglamentario 1923/09
Salta	<i>Secretaría de Recursos Hídricos</i>	Decreto 1989/02 que reglamenta Ley 7017/98(Cód. de Aguas)
San Juan	<i>Departamento de Hidráulica</i>	Ley 4392/14 (Cód. de Aguas)
San Luis	<i>San Luis Agua Sociedad del Estado (S.E.)</i>	Ley de Aguas 5122/97
Santa Cruz	<i>Dir. Pcial. de Recursos Hídricos</i>	Ley de Aguas 1451/82
Santa Fe	<i>Secretaría de Recursos Hídricos</i>	Ley 11730/00 Bienes en áreas inundables y su Decreto reglamentario 3695/03 y su modificatorio 285/16
Santiago del Estero	<i>Ministerio de Agua y Ambiente</i>	Ley 4869/80 (Cód. de Aguas)
Tierra del Fuego	<i>Dirección General de Recursos Hídricos</i>	Ley Marco 1126/16 de Gestión Integrada de Recursos Hídricos
Tucumán	<i>Dirección de Recursos Hídricos de Tucumán</i>	Existe una Ley de Aguas Públicas (7193/01) pero sin referencias a la delimitación de la línea de ribera y riesgo de inundación.

Elaboración propia

En la Tabla 2 se listan las distintas normativas que en cada jurisdicción provincial considera la figura de línea de ribera y se relaciona a su vez con la delimitación de zonas de riesgo hídrico. Sin embargo, es preciso destacar que existen grandes diferencias entre las distintas provincias en cuanto a los grados de avance de la legislación sobre los procedimientos para definir la línea de ribera como también de las restricciones al dominio privado que se derivan de la misma. Tal es el caso de la provincia de Río Negro que cuenta con un Código de Aguas reglamentado a partir del año 2009 y que plantea la *Franja de Evacuación de Crecidas* como un área privada con restricciones de uso donde se prohíben las construcciones fijas y los cultivos permanentes. Mientras que en la zona de riesgo (*Franja de Inundación*) se permite la urbanización siempre que se respeten determinadas cotas para implantar las fundaciones de las construcciones. Más allá de la línea de riesgo hídrico (*Línea de Inundación*) no existen restricciones de uso.

Para la implementación real de esta zonificación se instrumentó administrativamente el deslinde la línea de ribera junto con el Permiso de Uso de Dominio Público Hídrico (PDUDH). En el primer caso se trata del deslinde físico del terreno para poder definir catastralmente la línea de ribera mientras que el PDUDH se aplica sobre el sector que deja de pertenecerle al propietario y que permite actividades como la cría de ganado, parquizaciones y cultivos (Petri, 2016).

3.2.3. Régimen de usos en áreas inundables en la provincia de Santa Fe y Certificación “Hidráulica” para nuevas urbanizaciones

Existen casos como el de la provincia de Santa Fe que aún no cuenta con una Ley de Aguas. Sin embargo, los sucesivos eventos de inundaciones motivaron la sanción de la Ley 11730/00 la cual regula el régimen de uso de bienes situados en las áreas inundables. Es importante señalar que no se considera la figura de línea de ribera tal como se expresa en el Código Civil y Comercial Argentino sino que se considera la cartografía de referencia donde se definen áreas de cauces naturales y artificiales (área I), *vías de evacuación y almacenamiento* (área II) y áreas con riesgo de inundación (área III). La autoridad de aplicación (Ministerio de Infraestructura y Obras), por medio del Servicio de Catastro e Información Territorial, elabora la cartografía de las áreas descriptas en función a los períodos de recurrencia de crecidas de al menos 5 años. Asimismo, los límites de las áreas deben ser materializados en el terreno.

Esta zonificación pasa a ser una herramienta de gestión para el desarrollo urbanístico en función de las prohibiciones y restricciones de uso del área II y advertencia de uso del área III. Si bien los municipios y comunas pueden elaborar su propia zonificación de uso de suelo en áreas inundables, ésta debe contar con la aprobación del gobierno provincial. Por otra parte, se busca también la instauración de un régimen impositivo diferencial mediante recargos a la compra o construcción de inmuebles en el área reservada para evacuación o almacenamiento de forma posterior a la confección de la cartografía de zonas inundables. Para las áreas de riesgo de inundación se busca también promover la contratación de seguros de riesgo que minimicen los daños por la contingencia de inundación.

En el marco de esta ley, en el año 2016, el Ministerio de Infraestructura y Transporte resolvió que los proyectos loteos con fines de urbanización como los emprendimientos que impliquen cambios en el uso del suelo deben incluir la evaluación del impacto hídrico (Resolución 736/16). De esta manera debe analizarse la inundabilidad del predio y la ubicación geográfica debe acreditarse según la zonificación de la Ley 11730/00. Por otra parte, se exige la proyección de obras para el tratamiento de los excedentes pluviales generados por los cambios de cobertura y uso del suelo. Se requiere de esta manera la identificación de las zonas de aporte de agua como también la cuenca hidrográfica donde queda incluido el proyecto. También deben proyectarse las alturas hidrométricas para eventos de crecidas con recurrencias de 2, 25, 50 y 100 años. La Secretaría de Recursos Hídricos de la provincia es la institución que otorga la certificación final que avala la ejecución del emprendimiento. Por último, es preciso señalar que este tipo de normativa se desarrolla en una provincia donde ocurrió un evento de inundación cuya magnitud en término de afectados lo ha convertido en un caso emblemático para la historia de Argentina.

3.3. La escala local como ámbito de responsabilidad primaria del Ordenamiento Territorial

Los primeros antecedentes en cuanto a la existencia de normas que regulen la ocupación del espacio se remontan al período colonial (siglos XVI al XIX) y residen en las Leyes de Indias y sus reglamentaciones tanto para la construcción física de la ciudad como también para las distintas funciones urbanas (Martin Lou y Muscar Benasayag, 1992; Alcalá, 2012; Zingoni, 2014). Durante la época colonial, los

ríos y los cursos de agua eran considerados como importantes condicionantes del terreno que a su vez actuaban como barrera dentro de la extensa llanura. Inclusive en la elección de sitios fundacionales, principalmente sobre áreas costeras, se privilegiaban los lugares “más altos”. Sin embargo, la cuadrícula premeditada y las subdivisiones parcelarias de acuerdo a criterios funcionales y económico-productivos se trasladaron directamente al terreno sin adaptación previa a los accidentes del terreno. De esta manera, el plano en damero se extendió más allá de la etapa colonial bajo la concepción de que la urbanización podría extenderse siguiendo las trazas rectas ya abiertas (Alcalá, 2014).

Como se mencionó anteriormente, no existe en Argentina una ley nacional referida al desarrollo físico de la ciudad. De esta manera, el Estado a través del derecho administrativo y especialmente el código de planeamiento urbano legisla sobre las condiciones que se impone a un privado para convertir suelo urbanizable en suelo urbano (Zingoni, 2014). De esta manera, la regulación urbana pasa a ser una función pública que “se avoca principalmente a la vigilancia y control del cumplimiento del plan urbano, sin posibilidad de emitir actos de ejecución y planeamiento territorial” (Ghral, 2011, p. 50). Entre las cuestiones que son objeto de verificación, se encuentra la ejecución de estudios previos a la habilitación de sectores a urbanizar en los que se evalúen aspectos ambientales (principalmente desde el punto de vista hidráulico, de impacto y funcionales). El código de planeamiento urbano es la expresión jurídica de la planificación y si bien su elaboración está a cargo del gobierno local, la aprobación final es del gobierno provincial. Una de sus funciones principales es la de reglamentar la intensidad de la ocupación del suelo como también los usos. Cuestiones que guardan continuidad con los criterios establecidos desde el plan, el cual señala los sectores a promover como también preservar, renovar o recuperar. Es interesante agregar que la designación de estas áreas como también de los usos y factores de ocupación ha sido históricamente en función de cuestiones como la densidad de población máxima prevista y la existencia previa de redes de infraestructura. Si bien las características y dinámica del entorno natural tienen presencia en la planificación, su consideración se realiza principalmente desde el lugar del diagnóstico sin existir, en muchos casos, una integración real en la implementación de las distintas reglamentaciones (Zingoni, 2014).

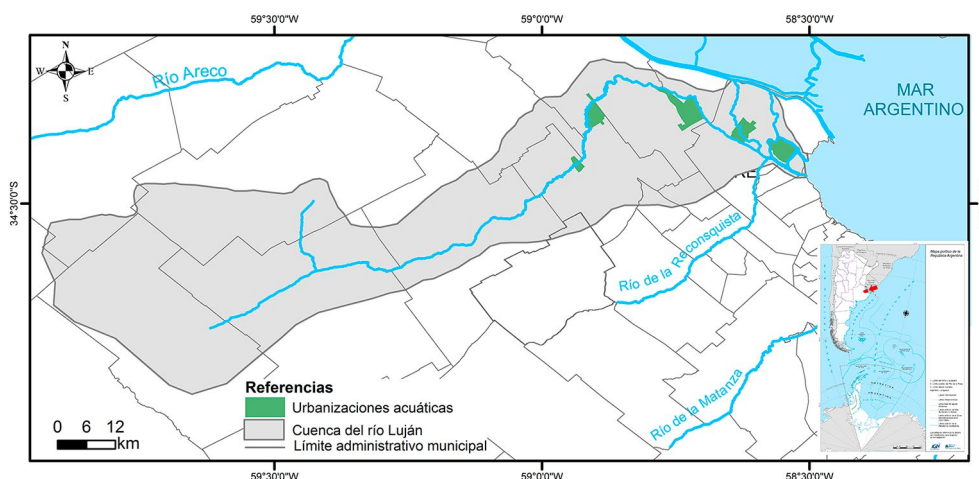
3.3.1. Urbanización en la cuenca baja del río Luján

Para focalizar en la escala local y exponer los requerimientos a los cuales se exponen los proyectos de habilitación de nuevas áreas urbanas, se presenta el caso de la urbanización de los humedales que forman parte de cuenca baja del río Lujan (provincia de Buenos Aires) y que se circunscribe principalmente a los municipios de Pilar, Tigre y Escobar (Figura 4). La ocurrencia de inundaciones derivadas de las crecidas del río Luján ha afectado a las localidades ubicadas dentro de la cuenca, principalmente la ciudad homónima en su tramo medio, lo que ha provocado la declaración de emergencia hídrica (Ley 14578) y la evacuación de centenares de personas. La comprensión de la dinámica que activa las modificaciones de los últimos años requiere considerar el interés que, a partir de la década de 1990, adquieren los espacios con vistas a paisajes con forestación y/o cuerpos y cursos de agua por parte de los gestores de emprendimientos inmobiliarios (Ríos y Gonzalez, 2015). De esta manera, con el aval de la Ley 8912/77 que admite la creación de parcelas en áreas inundables a partir de labores de relleno y acondicionamiento, áreas categorizadas por la normativa como complementarias y con función de regulación hidrológica considerable pasaron a ser ocupadas por “urbanizaciones acuáticas”. De esta manera, se genera un patrón de urbanización dirigido a sectores de medio y alto poder adquisitivo y que se compone de barrios cerrados—construidos a una cota de 7,5 m— cuyas parcelas limitan en su mayoría con cuerpos de agua artificiales. Estas tierras transformadas en lagunas aportan el material necesario para la consolidación de terraplenes intersticiales que conformaron finalmente el área urbanizable (Pintos y Sgroi, 2013).

Focalizando sobre la normativa orientada a reglamentar aspectos relacionados con el posible impacto de estas obras sobre la dinámica hídrica de la cuenca se conjuga la aprobación pertinente por parte del municipio junto el cumplimiento de los establecido por las leyes provinciales que se mencionaron en el apartado anterior (Ley 8912/77, Ley 6253/60 de Conservación de los Desagües Naturales y la Ley 6254/60 provincial de Catastro que prohíbe las ampliaciones de tipo urbano debajo de la cota 3,75 m establecida por el Instituto Geográfico Nacional). De esta manera, quedan planteadas las exigencias a las que los proyectos de urbanización quedan sometidos para cumplimentar con de evaluación de impacto ambiental, factibilidad para los servicios y aptitud hidráulica (Pintos y Sgroi, 2013). Dentro de este último punto de requieren los plano de la cuenca de drenaje proyectada junto con la planialtimetría del proyecto y la existente, considerando los bordes superiores de los cursos y/o espejos. También se evalúan los perfiles

longitudinales y transversales de las canalizaciones propuestas. Sin embargo, es interesante señalar que este tipo de estudios de prefactibilidad no demanda el análisis del impacto que los cambios topográficos y de cobertura del suelo puedan generar sobre el escurrimiento superficial de la cuenca hidrográfica en la que el proyecto se enmarque.

Figura 4. Localización de urbanizaciones acuáticas en la cuenca del río Luján, provincia de Buenos Aires



Fuente: Pintos, Fernández, Kochanowky y Sgroi, 2009; Instituto Geográfico Nacional (IGN), 2017. Elaboración propia

En cuanto a la aprobación estrictamente local, la misma está dirigida a evaluar la compatibilidad de usos entre el proyecto a realizar y el uso establecido en la localización propuesta. Esta verificación es de acuerdo a lo establecido por los códigos urbanos, los cuales no cuentan con criterios ni valoración de la exposición al riesgo. En este caso se trata de uso residencial a través de Barrios Cerrados (CB) y Club de Campo (CC). Figuras cuya reglamentación no hace referencia a relaciones con cuerpos de agua ni otro entorno que no sea meramente urbano. Por otra parte, es interesante agregar que a partir del Programa de Descentralización Administrativa los municipios que forman parte del mismo adquieren la atribución para aprobar las urbanizaciones cerradas que se tramiten en su jurisdicción. Esto ha llevado a malinterpretaciones que se materializaron en la superposición de funciones con las instituciones provinciales a cargo del control de los aspectos ambientales, hidráulicos y de infraestructura. Asimismo, se han presentado contradicciones en los valores de cotas mínimas de construcción. Esta falta de coordinación ha sido funcional para que los emprendedores inmobiliarios no vean interrumpidos sus proyectos. Es así que para el año 2010 se contabilizaron 54 emprendimientos de urbanizaciones acuáticas, lo que significó la urbanización del 10% de la superficie de la cuenca baja del río Luján (7239 ha) (Pintos y Sgroi, 2013), superficie que siguió en aumento alcanzando en el 2015 las 9200 ha. De esta manera, el impacto producido por las modificaciones en la topografía y cambios de cobertura se produce aguas arriba donde se ha incrementado la magnitud de las crecidas (peligrosidad) y por lo tanto, la exposición de los núcleos urbanos que se ubican en la llanura de inundación de la cuenca media, como es el caso de la ciudad de Luján. En respuesta a ello, las medidas que se han tomado desde el gobierno provincial estuvieron orientadas a la elaboración de un plan de obras hídricas que incluye la ejecución de puentes y conductos. Asimismo, se plantea la futura instalación de sensores de alerta temprana para monitoreo hidráulico y meteorológico. Sin embargo, a pesar de la relación fácilmente identificable entre el proceso de urbanización y la ocurrencia de inundaciones, a la actualidad no se han implementado cambios en los códigos de ordenamiento, ya sea de escala local como provincial.

4. Discusión

La elaboración del Plan Estratégico Territorial (PET) 1816-2016 a cargo del Ministerio de Planificación Federal implicó una labor de diagnóstico que contribuyó con la identificación de los peligros naturales a las cuales están expuestas las distintas regiones del país. Asimismo, la materialización de estas peligrosidades dio muestra de la necesidad de integración y articulación para la gestión de la emergencia y posterior recuperación. Es así que a fines del año 2016 se sancionó la Ley 27287/16 (Decreto Reglamen-

tario 383/2017) para la creación del Sistema Nacional para la Gestión Integral del Riesgo y la Protección Civil. De esta manera, se identifica un interés a nivel nacional en sentar las bases y criterios que propicien la articulación entre los distintos actores de escala provincial y local. Como uno de los primeros antecedentes de concordancia con esta ley, se puede mencionar el caso de Mendoza y su Plan Provincial de Ordenamiento Territorial, planteado en el marco del Plan de Gestión Integrada de Defensa Civil.

Aun así, esta búsqueda de coordinación en el manejo de la emergencia no encuentra correspondencia en los intentos de las políticas de ordenamiento territorial para la prevención del riesgo. Si bien los principios de la Política Hídrica propuestos por el COHIFE (2013) reconocen la importancia de la zonificación de riesgos como medidas no estructurales además del valor ambiental de las planicies de inundación (art. 10°, 21°, 42°), no se han identificado intentos concretos que impliquen zonificaciones o disposiciones de usos en función de niveles determinados de peligrosidad. De esta manera, la implementación de planes que contemplen la ejecución de obras de defensa y canalizaciones continúan siendo el principal tipo de medida de gestión del riesgo de inundación. De esta manera, áreas con peligrosidad natural son intervenidas a través de obras hidráulicas y revalorizadas desde el punto de vista de la urbanización. Hecho que contribuye con el incremento no sólo de la exposición sino también que en las mayorías de los casos implica el recrudecimientos de los efectos de la peligrosidad. Es preciso considerar que, en concordancia con las características del crecimiento metropolitano de América Latina (De Mattos, 2010), en Argentina las ciudades se expanden hacia sus periferias en el marco de fuertes procesos de especulación inmobiliaria. Es así que grupos de menores recursos, en respuesta al incremento del precio del suelo, se instalan en sectores periféricos bajo la forma de asentamientos informales. Paralelamente, en un contexto donde se ponen en valor condiciones ambientales asociadas a una “vida verde”, se ha verificado un rápido proceso de valorización urbana de áreas que hasta hace pocas décadas eran descartadas por el mercado de suelos y eran preferentemente ocupadas por los grupos más relegados. En este escenario, los nuevos emprendimientos inmobiliarios, liderados por actores y grupos sociales mejor posicionados, buscan áreas con características paisajísticas muy atractivas, pero donde generalmente se producen distintos fenómenos relacionadas con la dinámica natural, tales como incendios, remociones en masa, inundaciones y sequías (Ríos y Natenzon, 2015).

Bajo este escenario, queda a cargo de los municipios, a través de los códigos de planeamiento urbano, el establecimiento de los condicionamientos y requisitos para la habilitación de nuevas áreas urbanas. Esto sugiere entonces que al menos por el momento la normativa de escala local se convierte en una de las principales herramientas para mejorar la administración de las planicies de inundación. No obstante, en el análisis de la aptitud hidráulica de los proyectos de urbanización sería un avance importante la integración con la dinámica hidrográfica de la región. Por otra parte, en lo que respecta al manejo del drenaje de las áreas urbanas en general, se hace evidente la necesidad de incorporar y definir parámetros referentes a la alteración del escurrimiento producto del crecimiento y expansión de la ciudad (Paoli, 2016).

Es importante recordar que esta facultad de los municipios para elaborar sus propios códigos de urbanización propicia la heterogeneidad de criterios, principalmente, en aquellas provincias carentes de una normativa marco. Hecho que puede llevar a la existencia de reglamentaciones antagónicas aún en localidades de una misma región. De esta manera, la fijación de criterios comunes para la consideración de los riesgos de desastres al momento de categorizar el suelo como urbano sería el punto de partida para ordenar el proceso de ocupación en función de la prevención. Puede mencionarse el ejemplo de España y su Ley del Suelo (Texto Refundido en 2008 y 2015 como Ley del Suelo y Rehabilitación Urbana) a partir de la cual la clasificación del suelo se limita a suelo urbano y suelo rural (art. 21). Las áreas incluidas bajo esta última categoría quedan preservadas de urbanización tanto por su valoración ecológica o agrícola como también por estar expuestas a “riesgos naturales o tecnológicos, incluidos los de inundación o de otros accidentes graves”. Asimismo, la cartografía de riesgos pasó a cumplir un rol fundamental en la acreditación legal del nivel de peligrosidad y vulnerabilidad de un territorio ante un episodio natural de rango extraordinario (Olcina Cantos, 2010).

Otro aspecto que merece ser destacado es la utilización de la figura de línea de ribera por parte de la normativa provincial para delimitar áreas inundables. Si bien el objetivo primero de su determinación es la delimitación del área a deslindar, actualmente es utilizada para reconocer los sectores que resultarían afectados por crecidas de variados períodos de recurrencia. Asimismo, su delimitación depende estrictamente de los métodos empleados y la calidad de la información disponible. El reconocimiento de esto último resulta fundamental debido a la diversidad de criterios identificada en las legislaciones provincia-

les para su demarcación. Al respecto, es interesante la aclaración de Paoli (2015) quien señala que para la determinación de la línea de ribera el cálculo hidrológico sin el apoyo de la geomorfología fluvial puede resultar inconsistente. Por otra parte, se resalta la importancia de la cuenca hidrográfica como unidad espacial de estudio. Si bien los distintos ambientes geográficos requieren la adopción de determinadas magnitudes de crecidas al menos en los ríos o lagos interprovinciales sería conveniente la aplicación de un mismo criterio o método. Esta decisión podría apoyarse no sólo en las autoridades de agua de escala provincial sino también en los Comités de Cuencas, Autoridad de Aplicación de la Ley Nacional 25688/02 de Régimen de Gestión Ambiental de Aguas.

5. Conclusiones

En conclusión, dentro de la revisión realizada se destaca a nivel federal la Ley Nacional 27287/16 para la creación del Sistema Nacional de Gestión del Riesgo. Se sienta de esta manera el primer antecedente de búsqueda de coordinación entre las distintas escalas instituciones como también de valorización de la cartografía de riesgo como un instrumento válido para la representación de los riesgos existentes en un territorio determinado. Si bien esta ley cuenta con un decreto que la reglamenta su puesta en práctica se encuentra en etapas iniciales.

El ordenamiento territorial en Argentina se estructura en función de la autonomía de la que gozan las provincias para legislar sobre sus recursos. Dentro de los casos revisados, cabe destacar a la Ley 11730/00 de la provincia de Santa Fe orientada específicamente a regular de los bienes y áreas inundables. También merece mención aparte el Plan Provincial de Ordenamiento Territorial de Mendoza que se encuadra en la Ley 8051/09 la cual estructurar la articulación de la cartografía de áreas de riesgos naturales como guía en la habilitación de áreas urbanizables. Se verifica que las provincias con mayores referencias al tema son aquellas que históricamente han registrado la ocurrencia de inundaciones. Observación que resulta lógica si se tiene en cuenta el carácter episódico de las mismas y su capacidad para poner en crisis a la estructura de ordenamiento existente (Penning-Rowsell *et al.*, 2017). Sin embargo, en la mayoría de los casos estas referencias y reglamentaciones no se enmarcan en una estructura legislativa sino que se materializan principalmente en planes de obras hídricas y de infraestructura. Mientras que la zonificación de usos y ordenamiento del crecimiento del suelo urbano queda a cargo de la normativa local, la cual en la mayoría de los casos no guarda relación con los planes mencionados.

Sin embargo, es importante recordar que los involucrados en la dinámica hídrica y fluvial manejan límites propios y que no necesariamente se ajustan a demarcaciones jurisdiccionales. Se considera entonces a la cuenca hidrográfica como la unidad de manejo territorial que debe plantearse al momento de evaluar los posibles efectos de las distintas propuestas de urbanización. No obstante, esto puede implicar un gran desafío desde el punto de vista de la coordinación jurisdiccional (Gómez Orea y Gómez Villarino, 2013). En esta línea, Zevenberge, Veerbeek, W., Gersonius y Van Herk (2008) a través de la evaluación del manejo del riesgo de inundación en Dordrecht (Países Bajos) plantean que la articulación espacial y también temporal es un reto a superar en favor de la resiliencia urbana ante eventos de inundación. De esta manera resulta fundamental la integración de los horizontes de la planificación urbana, relativamente cortos y centrados en condiciones normales de inundación, con aquellos orientados a la gestión del riesgo, de largo plazo y focalizados en condiciones extremas y más extraordinarias. Paralelamente, es esperable que exista una retroalimentación desde la escala de la edificación particular, la ciudad en su totalidad y finalmente la cuenca. Dentro de esta interacción, el respeto por la interacción entre el río y su llanura de inundación se convierte en un factor fundamental al momento de definir los límites de ocupación (Blackwell y Maltby, 2006; Habersack, Schober y Hauer, 2015). De esta manera, se evita la exposición de población que, aún presentando bajos niveles de vulnerabilidad, puede sufrir los efectos de los pulsos de inundaciones que son parte natural de la dinámica fluvial (White, Burton y Kates, 2001). Este desafío de interrelación de escalas es que el fundamenta la importancia de contar con legislación de carácter transversal como sería el caso de una ley nacional de ordenamiento territorial. La cual puede encontrar en la gestión del riesgo uno de sus pilares fundamentales. Por último, es importante considerar que dentro de las tareas que esto implica (trabajo cartográfico y zonificación) el relevamiento de parámetros climáticos, hidrográficos y geomorfológicos es un insumo fundamental. En un territorio de extensión considerable extensión, como es el caso de Argentina, el mejoramiento de redes de monitoreo además de contribuir con la implementación de sistemas de alerta permitiría también la generación de información

fundamental para la formulación de normativa que además de ordenar la ocupación del suelo contribuya por supuesto con la prevención del riesgo.

Agradecimientos

La autora agradece especialmente los comentarios y sugerencias del editor y revisoras/es que contribuyeron en la mejora del artículo. El trabajo se realizó en el marco del PGI “Geografía Física aplicada al estudio de la interacción sociedad-naturaleza. Problemáticas a diversas escalas témporo-espaciales” (24/G067) dirigido por la Dra. Alicia M. Campo y financiado por la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional del Sur.

Referencias

- Ayala-Carcedo, F. J. (2002). El sofisma de la imprevisibilidad de las inundaciones y la responsabilidad social de los expertos. Un análisis del caso español y sus alternativas. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (33), 79-92.
- Barros, V. R., Boninsegna, J. A., Camilloni, I. A., Chidiak, M., Magrín, G. O., y Rusticucci, M. (2015). Climate change in Argentina: trends, projections, impacts and adaptation. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 6(2), 151-169. <https://doi.org/10.1002/wcc.316>
- Bertoni, J. C. (2004). Urbanización y drenaje urbano en Argentina. En J.C. Bertoni (Coord.) *Inundaciones urbanas en Argentina*. Instituto Nacional del Agua. <http://repo.floodalliance.net/jspui/handle/44111/1822>
- Bertram, N. y Chiacchiera, S. (2013). Ascenso de napas en la Región Pampeana: ¿Consecuencia de los cambios en el uso de la tierra? Informe Técnico. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Recuperado de https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_napas_mjz_13.pdf
- Blackwell, M. y Maltby, E. (2006). *Ecoflood guidelines. How to use floodplains for flood risk reduction*. Luxembourg: European Community.
- Bustos Cara, R. (2002). Los sistemas territoriales. Etapas de Estructuración y Desestructuración en Argentina. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 22, 113-129.
- Cano, G., Calvo, L., Ceirano, E., Dalbagni, J., De Marco Naon, M., Del Gesso, E., Trueba, C. (1988). Estudio sobre Línea de Ribera. Informe Final. Buenos Aires: Consejo Federal de Inversiones. Recuperado de <http://biblioteca.cfi.org.ar/documento/estudio-sobre-la-linea-de-ribera/>
- Calvo García-Tornel, F. (1984). La Geografía de los riesgos. *Geocrítica*, 9(54). Recuperado de <http://www.ub.edu/geocrit/geo54.htm>
- Cardona, O. D. (2003). La noción de riesgo desde la perspectiva de los desastres. En O.D. Cardona (Dir.). *Ejecución del componente II: Indicadores para la Gestión de Riesgos. Programa de información e indicadores de gestión de riesgos*. Banco Interamericano de Desarrollo, Universidad Nacional de Colombia-Sede Manizales-Instituto de Estudios Ambientales (IDEA).
- Corti, M. (2009). El Decreto-Ley 8912/77 de Ordenamiento Territorial y Uso del Suelo en la Provincia de Buenos Aires. *Café de las Ciudades*, 85. Recuperado de http://www.cafedelasciudades.com.ar/planes_85.htm
- De Mattos, C. A. (2010). Globalización y metamorfosis metropolitana en América Latina: de la ciudad a lo urbano generalizado. *Revista de Geografía Norte Grande*, (47), 81-104. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022010000300005>
- Estrategia Internacional para la Reducción de Desastres de las Naciones Unidas (UNISDR). (2009). Terminología sobre Reducción de Riesgo de Desastre. Naciones Unidas.
- Fernández y Fernández, C. y Muguruza Cañas, C. (2015). *Ordenación del territorio: análisis y diagnóstico*. Madrid: Universidad Nacional de Educación a Distancia.
- Gautreau, P., Langbehn, L. y Ruoso, L-E. (mayo, 2014). Movilización de información en el Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de Argentina.: La heterogeneidad de los mapeos provinciales y la institucionalización de la problemática ambiental. *Terceras Jornadas Nacionales de Investigación y Docencia en Geografía Argentina*. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. Tandil, Argentina. Recuperado de <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00992299/document>

- Giménez Ferrer, J.M. (2003). *Riesgo de inundación y ordenación urbana en el litoral meridional alicantino*. Alicante: Universidad de Alicante.
- Gómez Orea, D. y Gómez Villarino, A. (2013). *Ordenación Territorial*. Madrid: Mundi-Prensa.
- Gonzalez, S. G. (2013). ¿Aliviar o retener? Una aproximación al conflicto por la mitigación de inundaciones en el valle inferior del arroyo Maldonado (Ciudad de Buenos Aires). En *X Jornadas de Sociología. Facultad de Ciencias Sociales. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires*. Recuperado de <http://cdsa.aacademica.org/000-038/686.pdf>
- González, S., Torchia, N. y Viand, J. (2015). Vulnerabilidad asociada a la ocupación de terrenos en áreas inundables. En Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, *Cambio Climático e Inundaciones Urbanas*. Recuperado de http://ambiente.gob.ar/wp-content/uploads/Cambio-Climatico_-web.pdf
- Grahl, S. (2011). *Las normas de excepción al Ordenamiento Urbano y Territorial* (Tesis Doctoral). Universidad Nacional de La Plata, Argentina.
- Gudiño, M.E. (2008). Ordenamiento Territorial en Argentina. *Revista Proyecciones*, (5). Recuperado de http://bdigital.uncu.edu.ar/objetos_digitales/3251/1-ordenamiento-territorial-en-argentina-avance-urbano-hacia-zonas-de-riesgo-caso-del-piedemont.pdf
- Hall, J. W., Meadowcroft, I. C., Sayers, P. B. y Bramley, M. E. (2003). Integrated flood risk management in England and Wales. *Natural Hazards Review*, 4(3), 126-135. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1527-6988\(2003\)4:3\(126\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1527-6988(2003)4:3(126))
- Habersack, H., Schober, B. y Hauer, C. (2015). Floodplain evaluation matrix (FEM): An interdisciplinary method for evaluating river floodplains in the context of integrated flood risk management. *Natural Hazards*, 75(1), 5-32. <https://doi.org/10.1007/s11069-013-0842-4>
- Instituto Geográfico Nacional (2017). Datos Abiertos: información georreferenciada a escala 1:250 000 y mayores. Recuperado de <http://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/InformacionGeoespacial/CapasSIG>
- Marengo, S., Bustos Cara, R., Pascale, J.C., Tonello, S. y Mallamaci, I. (1997). La planificación estatal y el proceso de reordenamiento territorial del sudoeste bonaerense. En *VI Encuentro de Geógrafos de América Latina*. Recuperado de <http://www.observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egal6/Geografiasocioeconomica/Ordenamientoterritorial/141.pdf>
- Martin Lou M.A. y Muscar Benasayag, E. (1992). *El proceso de urbanización en América del Sur*. Madrid: Mapfre.
- Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios (2011). Plan Estratégico Territorial Avance II: Argentina Urbana. Buenos Aires: Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios. Recuperado de https://www.mininterior.gov.ar/planificacion/pdf/AS_13663122171.pdf
- National Platform for Natural Hazards in Switzerland (2014). *Strategy Protection against Natural Hazards. Security Level for Natural Hazards*. Bern: PLANAT.
- Olcina Cantos, J. (2008). Cambios en la consideración territorial, conceptual y de método de los riesgos naturales. *Scripta Nova. Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales*, 12.
- Olcina Cantos, J. (2010). El tratamiento de los riesgos naturales en la planificación territorial de escala regional. *Papeles de Geografía*, (51-52), 223-234. Recuperado de <http://revistas.um.es/geografia/article/view/114531/108531>
- Paoli, C. (2015). Gestión integrada de crecidas. Guía y caso de estudio. En C. Dondeynaz y C. Carmona Moreno (Eds.). *Informe Técnico de la Comisión Europea*. Recuperado de <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC97744/manual%20gic-2015online.pdf>
- Paoli, C. (junio, 2016). Alcances y limitaciones de los conceptos y cálculos hidrológicos en la determinación de las líneas de ribera y riesgo hídrico. En *Seminario Taller Línea de Ribera y Riesgo Hídrico*. Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas (FICH-UNLP) La Plata, Argentina. Recuperado de http://fich.unl.edu.ar/lineaderibera2016/wpcontent/uploads/presentaciones/01_09-06-16_LR_Seminario_La_Plata.pdf
- Pastén Valdés, P. A. (2016). *Planificación y resiliencia en zonas de riesgo. Estudio de caso: Comuna de Constitución Urbana, VII Región del Maule* (Tesis de Magíster). Facultad de Urbanismo y Arquitectura, Universidad de Chile, Chile.
- Penning-Rowsell, E. C., Johnson, C., y Tunstall, S. (2017). Understanding policy change in flood risk management. *Water Security*, 2, 11-18. <https://doi.org/10.1016/j.wasec.2017.09.002>

- Petrelli, H. (2009). Las Funciones del Estado Federal en Materia de Ordenamiento Territorial. Documento Institucional del COFEPLAN. Recuperado de http://www.cofeplan.gov.ar/html/doc_institucionales/doc/FuncionesEstadoFederalHernanPetrelli1.pdf
- Petri, D. (2016). La relación entre líneas de ribera y riesgo hídrico con el ordenamiento ambiental del territorio en la provincia de Río Negro. *Ambere* 4(4), 22-26.
- Pintos, P. Fernández, S., Kochanowsky, C. y Sgroi, A. (noviembre, 2009). Esquema metodológico para la definición del universo de urbanizaciones acuáticas en la cuenca baja del río Luján. En *XI Jornadas de Investigación del Centro de Investigaciones Geográficas y del Departamento de Geografía*. Universidad Nacional de La Plata.
- Pintos, P. y Sgroi, A. (2013). Efectos del urbanismo privado en humedales de la cuenca baja del río Luján, provincia de Buenos Aires, Argentina. Estudio de la megaurbanización San Sebastián. *AUGMDOMUS*, 4, 25-48.
- Ran, J. y Nedovic-Budic, Z. (2017). Integrating Flood Risk Management and Spatial Planning: Legislation, Policy, and Development Practice. *Journal of Urban Planning and Development*, 143(3). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)UP.1943-5444.0000376](https://doi.org/10.1061/(ASCE)UP.1943-5444.0000376)
- Ríos, D. y Natenzon, C. (2015). Una revisión sobre catástrofes, riesgo y ciencias sociales. En C. Natenzon y D. Ríos (Eds.) *Riesgos, catástrofes y vulnerabilidades*. Buenos Aires: Ediciones Imago Mundi.
- Rusticucci, M. (2015). Amenazas hidrometeorológicas. ¿Qué pasa en Argentina?. En Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, *Cambio Climático e Inundaciones Urbanas*. Recuperado de http://ambiente.gob.ar/wp-content/uploads/Cambio-Climatico_-web.pdf
- Sala Sanjaume, M. y Batalla Villanueva, R. (1996). *Teoría y Métodos en Geografía Física*. Madrid: Editorial Síntesis.
- Saurí Pujo, D. y Ribas Palom, A. (1994). El análisis del riesgo de avenida en las escuelas geográficas anglosajona, francesa y española. *Estudios geográficos*, 55(216), 481.
- Saurí Pujol, D. S. (2003). Tendencias recientes en el análisis geográfico de los riesgos ambientales. *Areas. Revista Internacional de Ciencias Sociales*, (23), 17-30.
- Subsecretaría de Recursos Hídricos (2017). Base de Datos Hidrológica Integrada (BDHI). Ministerios de Obras Públicas de la Nación.
- Sultana, P., Johnson, C. y Thompson, P. (2008). The impact of major floods on flood risk policy evolution: Insights from Bangladesh. *International Journal of River Basin Management*, 6(4), 339-348. <https://doi.org/10.1080/15715124.2008.9635361>
- Télam (10 de junio de 2017). Más de un millón de argentinos en riesgo. *Agencia Nacional de Noticias Télam*. Recuperado de <http://www.telam.com.ar/notas/201706/191899-inundaciones-y-sectores-vulnerables--mas-de-un-millon-de-argentinos-en-riesgo.html>
- Ullberg, S. (2013). *Watermarks: urban flooding and memoryscape in Argentina* (Tesis Doctoral). Universidad de Estocolmo, Estocolmo. Recuperado de <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:624415/FULLTEXT01.pdf>
- UNISDR (2015). *Hacia el desarrollo sostenible: El futuro de la gestión del riesgo de desastres. Informe de Evaluación Global sobre la Reducción del Riesgo de Desastres 2015*. Ginebra, Suiza: Oficina de las Naciones Unidas para la Reducción del Riesgo de Desastres (UNISDR).
- Van Den Hurk, M., Mastenbroek, E., y Meijerink, S. (2014). Water safety and spatial development: An institutional comparison between the United Kingdom and the Netherlands. *Land Use Policy*, 36(1), 416-426. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.09.017>
- White, I., y Richards, J. (2007). Planning policy and flood risk: The translation of national guidance into local policy. *Planning, practice & research*, 22(4), 513-534. <https://doi.org/10.1080/02697450701770050>
- Zevenbergen, C., Veerbeek, W., Gersonius, B. y Van Herk, S. (2008). Challenges in urban flood management: travelling across spatial and temporal scales. *Journal of Flood Risk Management*, 1(2), 81-88. <https://doi.org/10.1111/j.1753-318X.2008.00010.x>
- Zingoni, J. M. (2014). *Gobernar la ciudad. Desarrollo local y políticas urbanas*. Bahía Blanca: EdiUNS.
- Zoido Naranjo, F. (2002). *Geografía y ordenación del territorio*. Universidad de Sevilla. Texto separado. Recuperado de http://titulaciongeografia-sevilla.es/contenidos/profesores/materiales/archivos/2017-12-19Geografia_OT.pdf

Cita bibliográfica: Beato Bergua, S., Poblete Piedrabuena, M.A. & Marino Alfonso, J.L. (2018). Los saladares de Fuerteventura (islas Canarias, España): caracterización biogeográfica, conservación y amenazas. *Investigaciones Geográficas*, (70), 91-110. <https://doi.org/10.14198/INGEO2018.70.05>

Los saladares de Fuerteventura (islas Canarias, España): caracterización biogeográfica, conservación y amenazas

Salt marshes in Fuerteventura (Canary Islands, Spain): biogeographic characterization, conservation and threats

Salvador Beato Bergua¹
Miguel Ángel Poblete Piedrabuena²
José Luis Marino Alfonso³

Resumen

Se realiza una caracterización biogeográfica de los saladares de Fuerteventura (islas Canarias) a partir del reconocimiento de su distribución espacial en la isla y del estudio de los factores ecológicos, esto es, de los condicionantes geomorfológicos, climáticos y edáficos de los diferentes enclaves en los que se desarrollan y prosperan. Se examina también su relación con otras asociaciones vegetales y especialmente los efectos que el desarrollo urbano-turístico ha tenido en su evolución y estado de conservación, abordando las amenazas que se ciernen sobre tales formaciones y las medidas que se han adoptado institucionalmente para su preservación. Para ello se ha realizado un exhaustivo trabajo de campo, consistente en el recorrido completo de la franja costera mayorera entre 2013 y 2017, el cual, combinado con la fotointerpretación y la realización de entrevistas, ha permitido la creación de una base de datos georreferenciada en el entorno de un SIG. Como resultado se ha elaborado una cartografía en la que se representan, entre otras, *Zygophyllo fontanesii* – *Arthrocnemum macrostachyi*, *Frankenio capitatae* – *Suaedetum verae* y *Halimion portulacoidis* – *Salicornietum perennis*, al tiempo que se detalla el estado y la dinámica actual de las diferentes comunidades.

Palabras clave: Matorral halófilo termoatlántico; litoral; factores ecológicos; distribución geográfica; calidad ambiental; Fuerteventura; islas Canarias.

Abstract

The salt marshes in Fuerteventura (Canary Islands) are analyzed. A biogeographic characterization is carried out based on the recognition of their spatial distribution on the island along with the study of ecological factors such as geomorphological, climatic and edaphic conditions of the different enclaves in which the salt marshes develop and thrive. Their relationship with other plant associations and especially

1 Departamento de Geografía, Universidad de Oviedo, Campus de El Milán, C/ Amparo Pedregal, s/n, 33011 Oviedo (Asturias), España. beatosalvador@uniovi.es

Salvador Beato Bergua disfruta de un contrato de Investigación predoctoral con la Universidad de Oviedo gracias al programa FPU del Ministerio de Educación, Cultura y Deporte (FPU 14/03409).

2 Departamento de Geografía, Universidad de Oviedo, Campus de El Milán, C/ Amparo Pedregal, s/n, 33011 Oviedo (Asturias), España. mpoblete@uniovi.es

3 Departamento de Geografía, Universidad de Oviedo, Campus de El Milán, C/ Amparo Pedregal, s/n, 33011 Oviedo (Asturias), España. jolumarino@gmail.com

the effects that the urban-tourist development has had on their evolution and conservational state are examined and the threats to the training and the measures adopted institutionally to preserve them are addressed. To this end, extensive fieldwork was carried out, which included the whole coastal strip of Fuerteventura, between 2013 and 2017. The information obtained was combined with photointerpretation and interviews, and it was used to set up a georeferenced database in a GIS. As a result, a map has been produced in which *Zygophyllo fontanesii* – *Arthrocnemum macrostachyi*, *Frankenio capitatae* – *Suaedetum verae* and *Halimiono portulacoidis* – *Salicornietum perennis* are represented, and the current state and dynamics of the different communities are specified.

Keywords: Thermo-Atlantic halophilous scrub; coastal; ecological factors; geographical distribution; environmental quality; Fuerteventura; Canary Islands.

1. Introducción

La isla de Fuerteventura cuenta con un excelso patrimonio natural terrestre y marino (Rodríguez, 2005). Presenta, además, un buen estado de conservación tal y como lo demuestra su declaración como Reserva de la Biosfera en 2009, así como el disfrute de la declaración de 12 Zonas de Especial Conservación (ZEC) y de 9 Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) dentro de la Red Natura 2000 (Beato, Poblete y Marino, 2017). No obstante, la cubierta vegetal es exigua debido a unas difíciles condiciones geocológicas (aridez, fuertes vientos e insolación, suelos esqueléticos, graves procesos de erosión) y a la deforestación histórica (Criado, 1990). Asimismo, la isla se encuentra afectada por los impactos que el desarrollo turístico ha tenido en los elementos del medio natural (García-Romero, *et al.*, 2016). A pesar de esto, la flora mayorera reclama atención científica por su interés y relevancia en el conjunto macaronésico (Santos y Fernández, 1984; Reyes-Betancort, Padrón, Guma, Santos y Navarro, 2009). Tal es el caso de las comunidades vegetales litorales y, especialmente, las de saladar (Gallardo, 2002; Beato, *et al.*, 2014).

Precisamente, la riqueza patrimonial y el servicio ecosistémico de los saladares litorales han sido puestos de manifiesto a nivel planetario en diferentes latitudes (Pennings & Callaway, 1992; Pennings & Bertness, 1999; Bullock & Acreman, 1999; Kirwan & Temmerman, 2009; Shepard, Crain & Beck, 2011). Sin embargo, su valor para los grupos humanos, especialmente los que habitan la costa, es tan alto como su vulnerabilidad. En este sentido, cabe señalar la relevancia de los efectos producidos directa o indirectamente en los saladares por el cambio climático y el incremento en el nivel del mar y del CO₂ atmosférico (Silliman, Grosholz & Bertness, 2009; Duarte, 2016). Además, su localización litoral los expone a todo tipo de vertidos procedentes del mar (combustibles, aceites, desechos urbanos) y los condiciona en cuanto al interés económico sobre el espacio geográfico que ocupan, toda vez que la población y las actividades económicas se están concentrando en los litorales de forma general (Ayuda, Collantes y Pinilla, 2005; Costa, 2005). En el caso de las islas Canarias y, más concretamente, en Fuerteventura, esto es evidente, debido a la concentración de la población, la economía y las infraestructuras turísticas en la costa (Pérez-Chacón, Hernández-Calvento y Yanes, 2007; García-Romero, *et al.*, 2016; Beato, *et al.*, 2017).

En efecto, los saladares yacen en las márgenes de las zonas costeras formadas por sedimentos finos (arenas y fangos) y cubiertos por vegetación halófila, inundadas periódicamente por las aguas del mar merced al flujo de las mareas. Configuran, por tanto, ecosistemas complejos (de transición, esto es, terrestres y marinos) y dinámicos, en constante cambio y evolución, que desempeñan un papel importante en muchos ambientes costeros. Las funciones de mayor relevancia son, entre otras, de carácter geomorfológico, al proteger las tierras bajas de las inundaciones del mar, a través de la atenuación del oleaje y la disminución de los procesos costeros erosivos. También las ecológicas, mediante el control de la contaminación y calidad del agua, la provisión de nutrientes para las aguas costeras y de hábitats muy variados para la vida silvestre (desove para peces, aves, reptiles, crustáceos, insectos, etc.) (Allen, 2000; Adnitt, *et al.*, 2007; Doody, 2008; Mcowen, *et al.*, 2017). Se extienden por pisos bioclimáticos que van desde el infra al supramediterráneo y del árido a seco de las regiones mediterráneas y la Europa Atlántica (Rivas-Martínez, 2004). Este tipo de vegetación está constituido principalmente por quenopodiáceas suculentas y leñosas perennes, con un hábitat camefítico y nanofanerofítico, tales como *Suaeda mollis* (Desf.) Delile, *Suaeda vera* Forssk ex J.F. Gmel, *Sarcocornia perennis* (Mill.) A.J. Scott, *Arthrocnemum macrostachyum* (Mor.) K. Koch, etc. (Del Arco, *et al.*, 2006; Del Arco, González-González, Garzón-Machado & Pizarro-Hernández, 2010). En Fuerteventura, dichos ecosistemas se caracterizan por comunidades vegetales de la clase *Salicornietea fruticosae* Br.-Bl. et Tx. ex A. Bolòs y Vayreda et O. de Bolòs in A. Bolòs

y Vayreda 1950, que engloba formaciones de matorral halófilo tanto de ámbito costero como continental. Se desarrollan sobre suelos salinos en diferentes ámbitos geomorfológicos, tales como costas abiertas, marismas, estuarios, lagunas costeras e incluso desembocaduras de barrancos.

En la región macaronésica, las comunidades vegetales pertenecientes a *Salicornietea fruticosae* son muy exiguas, restringiéndose a pequeños enclaves en las islas orientales de los archipiélagos de Cabo Verde y Canarias. En el primero, dichas formaciones se localizan en Boavista, Maio y Sal, mientras que en el segundo se sitúan en Lanzarote, Fuerteventura y Lobos (Fernández y Santos, 1983). Por esta razón, los estudios sobre la vegetación litoral de Canarias, en general, y sobre la de los saladares de *Salicornietea fruticosae*, en particular, han sido muy escasos, destacando los llevados a cabo por Esteve (1968) y Sunding (1972). Posteriormente, Fernández y Santos (1983) abordan el estudio de las comunidades de *Arthrocnemum fruticosum* Br.-Bl. & R. Tx. 1943 em. nom. O. Bólos 1967 en Canarias, distinguiendo dos asociaciones: *Zygophyllum fontanesii* – *Arthrocnemum macrostachyi*, ocupando el nivel superior de los saladares, y *Sarcocornium perennis*, con la subasociación *limonietosum canariense* en la isla de Lobos, encharcada en el nivel inferior. Del Arco, Izco y Rodríguez (2017) proponen *Halimion portulacoidis* – *Salicornietum perennis* (M. Fernández & A. Santos 1984) Del Arco, Izco & O. Rodríguez nom. nov. como denominación correcta para esta última asociación. Por otro lado, Del Arco, et al. (2010), en una investigación sobre la vegetación actual y natural de Canarias, estiman que sólo se conservan 304 ha de las 362 ha de la superficie potencial de los saladares canarios, debido a la fuerte presión antrópica sobre las zonas costeras.

Ciertamente, la vegetación de los saladares pertenecientes a la clase *Salicornietea fruticosae* configuran hábitats excepcionales en las islas Canarias, dada la falta de llanuras costeras, y han sufrido una intensa degradación ambiental como consecuencia de la presión urbanística y turística, que han puesto en peligro el alto valor ecológico de estos humedales. De hecho, *Sarcocornietea fruticosae* está catalogada como hábitat de interés comunitario de la Unión Europea bajo el código 1420 (Directiva Hábitats 92/43/CE) dentro de los criterios que configuran el cuerpo normativo de la Red Natura 2000. Por tanto, estos hábitats sirven para la declaración oficial de espacios naturales protegidos. Un claro ejemplo se encuentra en la vinculación ecológica de los saladares con las aves: en Fuerteventura todas las áreas donde está cartografiado el hábitat 1420 se encuentran dentro de alguna ZEPA, salvo los enclaves colindantes con espacios urbanos.

En definitiva, estos saladares costeros constituyen un patrimonio vegetal de extraordinario valor en las islas Canarias que es necesario preservar. La isla de Fuerteventura cuenta con la mejor representación de estos ecosistemas en el archipiélago debido a su antiguo relieve volcánico, los diversos procesos de modelado y de sedimentación, y el tardío desarrollo turístico. Pese a las bajas precipitaciones, la alta insolación, los fuertes vientos, la alta salinidad y los suelos restrictivos, los saladares presentan una gran diversidad y un rico patrimonio vegetal al estar compuestos de comunidades higrófilas, halófilas, xerófilas y psamófilas.

Considerando estos antecedentes, el objetivo de este trabajo es analizar los factores ecológicos que determinan la distribución de estas comunidades vegetales en Fuerteventura, cartografiarlas, precisar la relevante función ecológica que juegan, así como conocer el estado de conservación y las amenazas que se ciernen sobre ellas, con la finalidad de que se puedan aplicar medidas de restauración y protección que sirvan de base para su adecuada gestión ambiental.

1.1. Área de estudio

La isla de Fuerteventura presenta una superficie de 1.659,4 km². Conformar, junto a Lanzarote, el extremo oriental de las islas Canarias, localizándose a menos de 100 km de distancia de la costa africana (Figura 1). Se caracteriza por una orografía relativamente llana y de baja altitud (la mayor parte de la isla no sobrepasa los 500 m.s.n.m.), especialmente en las zonas septentrional y central, donde sólo los viejos macizos volcánicos de Betancuria, Tetir y Jandía destacan con relieves de morfología accidentada. Desde el punto de vista fisiográfico pueden distinguirse, de N a S, las siguientes unidades: la llanura litoral nororiental, la llanura central, los sistemas de valles e interfluvios en forma de cresta del sector oriental, el macizo de Betancuria y la península de Jandía (Criado, 2005).

Todas las islas canarias son de origen volcánico y se han formado a partir de erupciones de carácter, evolución y edad diferentes. En Fuerteventura los eventos eruptivos más antiguos tienen una edad superior a 20 Ma. No obstante, existen formas volcánicas cuaternarias y holocenas, aunque escasas, predominando los procesos morfogenéticos erosivos bajo condiciones morfoclimáticas áridas.

Figura 1. Mapa de localización de la isla de Fuerteventura



Fuente: bases topográficas del IGN. Elaboración propia

En el extremo norte de la isla se localiza un volcanismo cuaternario que corresponde a las series volcánicas III y IV del Post-Complejo Basal (Fúster, Cendrero, Gastesi, Ibarrola y López-Ruiz, 1968; Ibarrola, Fúster y Cantagrel, 1989; Coello, *et al.*, 1992; Ancochea, Brandle, Cubas, Hernán y Huertas, 1993). Cabe destacar su composición basáltica y su constitución morfológica en torno a grandes conos piroclásticos, en el caso de la Serie III, así como la configuración de una cadena de conos aislados e imbricados de la Serie IV, datada entre 51.000 B.P. y 26.000 B.P. (Pomel, Miallier, Fain & Sanzelle, 1985; Criado, 1991). El resto de la isla, en general, está formado por macizos basálticos antiguos de edad miocena, en los que el rasgo morfológico más característico es el modelado o la excavación de amplios valles en forma de U.

El clima de Fuerteventura está determinado por tres factores básicos que, según Marzol (1993), son la proximidad del continente africano, el predominio de los vientos alisios del NE y la corriente oceánica fría que recorre las costas de Canarias. Así mismo, es necesario destacar las inversiones térmicas de tendencia subsidente, originadas principalmente por el anticiclón subtropical de las Azores que producen una marcada estabilidad atmosférica que incide en la extremada sequedad insular (Dorta, 1996). En concreto, en la estación meteorológica del aeropuerto de El Matorral se registra una media anual de 97 l/m² repartidos entre 15,7 días (un 4,3% de los días del año). Además, según la misma base de datos de la Agencia Estatal de Meteorología (serie 1981-2010), dichas precipitaciones se presentan de forma muy irregular, concentrándose en invierno (57,7%), otoño (23,7%) y primavera (18,6%); en tanto que en verano no se producen precipitaciones. Por tanto, constituyen un factor restrictivo de primer orden para el desarrollo de las plantas, así como de las formaciones edáficas, toda vez que a la aridez y a la irregularidad hay que añadir el carácter torrencial de unas lluvias que desencadenan escorrentías muy erosivas. A pesar de la sequedad, la isla presenta de media una humedad relativa del 70% debido a la influencia oceánica.

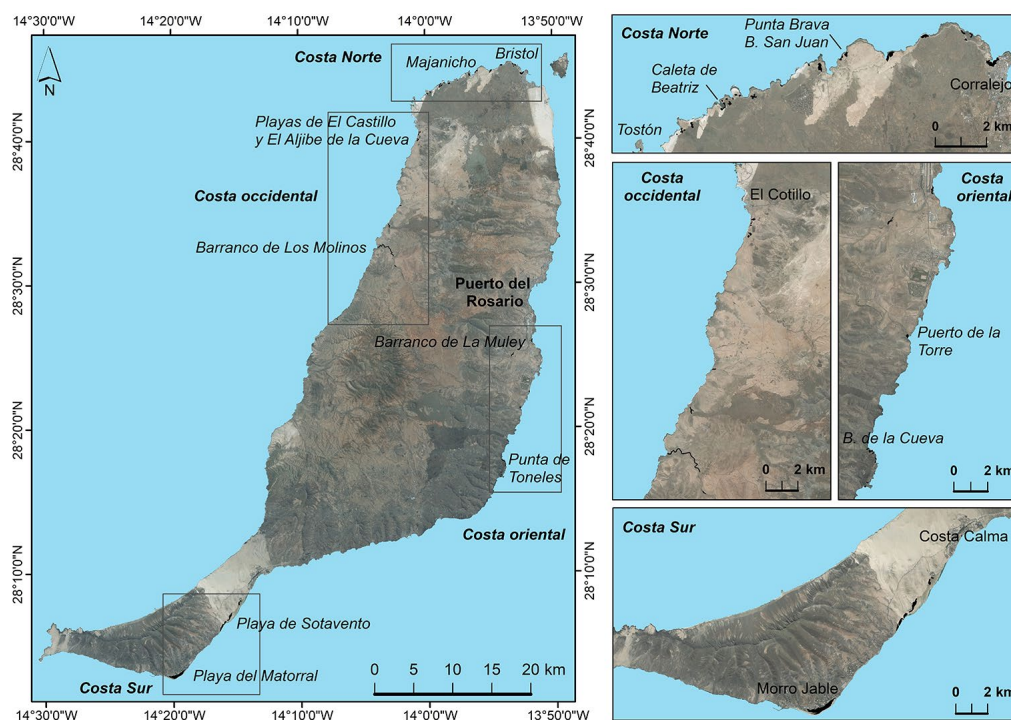
Las temperaturas son suaves, con una media anual en torno a 21,1°C. El mes más frío es enero, con 17,6°C, y agosto el más caluroso, con 24,5°C, por lo que la amplitud térmica apenas alcanza 6,9°C. Otros factores a tener en cuenta son una elevada insolación media, con 2.836 horas de sol anuales, y el viento que, por su fuerza y constancia durante casi todo el año, favorecen la evaporación e influye en la configuración del tapiz vegetal. Además, el viento con velocidades medias de 7 a 10 m s⁻¹, según el Ministerio de Medio Ambiente (2006), actúa como un eficaz agente erosivo. En Fuerteventura predominan los vientos de componente norte (Criado, 1991), al igual que en resto de las islas Canarias. No obstante, a diferencia

de lo que sucede en las islas occidentales, más montañosas, los alisios no tienen efectos bioclimáticos significativos en Fuerteventura, debido a la escasa altitud del relieve, por lo cual apenas hay diferencias entre las vertientes de barlovento y sotavento.

En función de los parámetros de humedad mencionados, los suelos presentan un régimen árido. Se trata en general de suelos salinos de tipo solonchak (la evaporación del agua en superficie produce la ascensión de las sales solubles presentes en la capa freática), muy arenosos y sin horizontes diferenciados en jables antiguos y espacios dunares activos, denominados arenosoles, así como leptosoles en afloramientos rocosos y antrosoles en las áreas más degradadas de las últimas décadas del siglo XX. En la orla litoral, todos los tipos de suelo tienen cierto grado de salinidad por la influencia de la maresía. En algunos casos, además, se hallan nitrificados por la presencia de restos de plantas marinas en descomposición e incluso por la contaminación en zonas de influencia urbana.

Por tanto, el desarrollo de la vegetación se encuentra muy limitado por los factores ecológicos: elevada evapotranspiración, aridez, fuertes vientos, erosión y suelos entecos. A esto se suma la profunda transformación que ha sufrido el paisaje vegetal de la isla de Fuerteventura (Criado, 1990). Así, las formaciones naturales potenciales más representativas de la isla quedan reducidas a pequeños enclaves costeros y exiguas manchas en los macizos de Betancuria y Jandía. Entre tales comunidades vegetales destacan las siguientes: tabaibal dulce (*Lycio intricati* – *Euphorbietum balsamiferae*), acebuchal (*Micromerio rupestris* – *Oleetum cerasiformis*), tarajal (*Suaedo verae* – *Tamaricetum canariensis*), cardonal de Jandía (*Euphorbietum handiensis*), cardonal genuino (*Kleinio neriiifoliae* – *Euphorbietum canariensis*) y palmeral (*Periploco laevigatae* – *Phoenicetum canariensis*) (Rodríguez, García y Reyes, 2000). Por el contrario, las asociaciones de vegetación ruderal fruticosa tienen en la actualidad una amplia presencia. En concreto, *Chenoleoideo tomentosae* – *Salsoletum vermiculatae* se desarrolla sobre suelos arenosos, por lo general compactados y en ámbitos de influencia aerohalina, en la que *Salsola vermiculata* L., *Chenoleoides tormentosa* (Lowe) Botsch. y *Lycium intricatum* Boiss. participan en la estabilización de las arenas. No obstante, es mucho más común la asociación *Chenoleo tomentosae* – *Suaedetum molli* en el resto de formaciones edáficas, donde *Suaeda mollis* aparece en lugar de *Salsola vermiculata*. Esta comunidad nitrófila se propaga prácticamente por todas las franjas bajas de la isla debido a la degradación antrópica con una importante presencia de *Launaea arborescens* (Batt.) Murb.

Figura 2. Mapa de localización de comunidades propias de la clase *Sarcocornietea fruticosae* en Fuerteventura (manchas negras)



Fuente: bases topográficas digitales del IGN y ortofotomapa del 2015 del PNOA. Elaboración propia

Los saladares pertenecen al piso bioclimático inframediterráneo inferior desértico árido inferior. Sus comunidades vegetales son de carácter higrófilo, halófilo, xerófilo y psamófilo. Biogeográficamente se localizan en el Sector Majorero de la Subprovincia Canaria Oriental (Rivas-Martínez, *et al.*, 2002). Se hallan dispersos a lo largo de la costa, en concreto, *Zygophyllo fontanesii* – *Arthrocnemum macrostachyi* ocupa un área de 87 hectáreas divididas en 70 parcelas diferentes, en tanto que *Frankenio capitatae* – *Suaedetum verae* abarca 45 ha en 40 parcelas. Finalmente, *Halimiono portulacoidis* – *Salicornietum perennis* presenta una única población de *Sarcocornia perennis* de 1.247 m² en el Charco de Bristol (Corralejo) (Beato, *et al.*, 2017). Así pues, en conjunto ocupan una extensión de 132 ha en Fuerteventura (Del Arco, *et al.*, 2010), lo que representa el 43,4% del total de los saladares canarios (Figura 2).

Por último, los saladares de Fuerteventura, especialmente los situados en la península de Jandía, de gran riqueza florística y alta calidad ecológica sirven de soporte reproductor, cobijo y reservorio trófico para una gran variedad de fauna terrestre, desde invertebrados endémicos, aves limícolas nidificantes y marinas migratorias, hasta reptiles. En concreto, se han inventariado más de 40 taxones asociados a ambientes húmedos endémicos: 2 de flora y 39 de invertebrados, con 16 especies endémicas del saladar y 23 que viven en su entorno (Díaz, 2007). Como especies más singulares sobresale el saurio endémico *Gallotia atlantica mahoratae* Bischoff, 1985, entre las muchas aves nidificantes destacan las endémicas *Saxicola dacotiae* Meade – Waldo, 1889 y *Anthus berthelotii* Bolle, 1862 y entre las avistadas la subespecie endémica *Chlamidotis undulata fuerteventurae* Rothschild & Hartet, 1894, en peligro de extinción. Finalmente debemos resaltar que en estos parajes se lleva a cabo también el desove de la tortuga laúd (*Dermodochelys coriácea* Vandelli, 1761), siendo la única cita de reproducción en territorio europeo (Díaz, 2007).

2. Metodología

La metodología del presente estudio se fundamenta en el trabajo de campo. Para la preparación de las tareas se consultó información disponible en la Infraestructura de Datos Espaciales de Canarias, en el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente y en el Centro Nacional de Información Geográfica, así como la escasa cartografía existente en documentos especializados. Tal información sirvió para organizar las salidas de campo, realizar croquis geomorfológicos y distinguir grandes unidades de vegetación (Hernández-Cordero, Pérez-Chacón y Hernández-Calvento, 2015). Sin embargo, esa información resultó de menor utilidad en el reconocimiento e identificación de algunas comunidades vegetales, especialmente las de los saladares, toda vez que en determinados casos presentan tapices vegetales de escasa superficie, así como variaciones florísticas difícilmente distinguibles a través de fotointerpretación.

El trabajo de campo ha consistido en la realización de recorridos por el litoral de Fuerteventura, analizando todos los biotopos con presencia de vegetación de saladar, entre octubre de 2013 y diciembre de 2017. Por un lado, se realizaron muestreos aleatorios estratificados a partir de transectos de un metro de ancho y de varias longitudes. Además del diseño y análisis en rutas lineales, se establecieron varias parcelas de 2x2 m y de 10x10 m en las unidades geomorfológicas más representativas (costas abiertas, lagunas costeras, delta, bahía de entrada estrecha, costa baja de coladas lávicas aa, acantilado bajo con cárcavas y cursos bajos y desembocaduras de gargantas) para efectuar, de forma minuciosa, la herborización, caracterización e interpretación de las comunidades vegetales presentes (Beltrán, Arozena y Ríos, 1999; Arozena, 2000; Hernández-Cordero, *et al.*, 2015). Por lo tanto, se procedió al estudio florístico en el cual se inventariaron las plantas vasculares por estratos y se delimitaron unidades de vegetación a partir de criterios de abundancia/dominancia (Braun-Blanquet, 1979).

Para la cartografía, se fotointerpretó *in situ* utilizando como base el ortofotomapa del Plan Nacional de Ortofotografía Área (PNOA) del 2015 con tamaño de píxel de 25 cm y se tomaron datos GPS. Una vez finalizadas estas tareas sobre el terreno se elaboró una base de datos que fue incluida en un sistema de información geográfica (SIG) con las imágenes y bocetos cartográficos del proyecto, a partir del software ArcMap 10.1 (©ESRI). Con posterioridad, se digitalizaron los polígonos y se obtuvieron los cálculos de la superficie y distribución de las distintas comunidades vegetales.

Finalmente, se llevó a cabo la representación cartográfica definitiva y el análisis de la evolución de los enclaves más significativos a partir de imágenes áreas de los años 1981 (Vuelo Interministerial, 1:18.000),

1984 (Vuelo Nacional, 1:30.000) y 1989 (Vuelo de Costas, 1:5.000), entrevistas y recopilación de documentos e imágenes de hemeroteca. Por otro lado, se ha evaluado el estado de conservación y los peligros que amenazan a la vegetación, poniendo especial hincapié en el conocimiento de los usos presentes y pasados, así como en la identificación de los impactos recientes.

La información obtenida y organizada en el SIG sienta las bases para un futuro seguimiento de la evolución de los saladares en Fuerteventura similares a los ya realizados en Charco de Bristol (Beato, *et al.*, 2017) y otros enclaves canarios, como los campos de dunas de Maspalomas en Gran Canaria (Hernández, Pérez Chacón y Hernández, 2014) y de la isla de La Graciosa (García-Romero, Pérez-Chacón, Hernández-Cordero y Hernández-Calvento, 2014).

3. Resultados

Basándonos en las clasificaciones geomorfológicas de saladares elaboradas por Dijkema (1987), Pye & French (1993), Curtis & Sheehy Skeffington (1998) y Allen (2000) hemos distinguido siete tipos de saladares en Fuerteventura: costa libre, laguna litoral, delta, bahía de entrada estrecha, costa baja de coladas lávicas aa, acantilado bajo con cárcavas y cursos bajos y desembocaduras de gargantas. En todas las formas litorales mencionadas anteriormente los saladares se caracterizan por una gran biodiversidad de comunidades y, en especial, por el predominio de la formación *Zygophyllo fontanesii* – *Arthrocnemum macrostachyi*. Por el contrario, en las formas fluviales, esto es, en las desembocaduras y los cursos bajos de los profundos barrancos (tales como Los Molinos, La Muley, La Cueva y Puerto de La Torre), alejados de la influencia del mar y por los que estacionalmente circulan aguas salobres, los saladares son uniformes y están formados exclusivamente por la formación *Frankenio capitatae* – *Suaedetum vera*. Por último, en los depósitos de arcilla situados detrás de las grandes playas de arena del sur de la isla (El Matorral y Sotavento) *Arthrocnemum macrostachyum* domina amplias extensiones, a pesar de su convivencia con taxones de otras asociaciones vegetales fuera de la zona de inundación, especialmente con *Suaeda vera*.

3.1. Los saladares en la costa norte

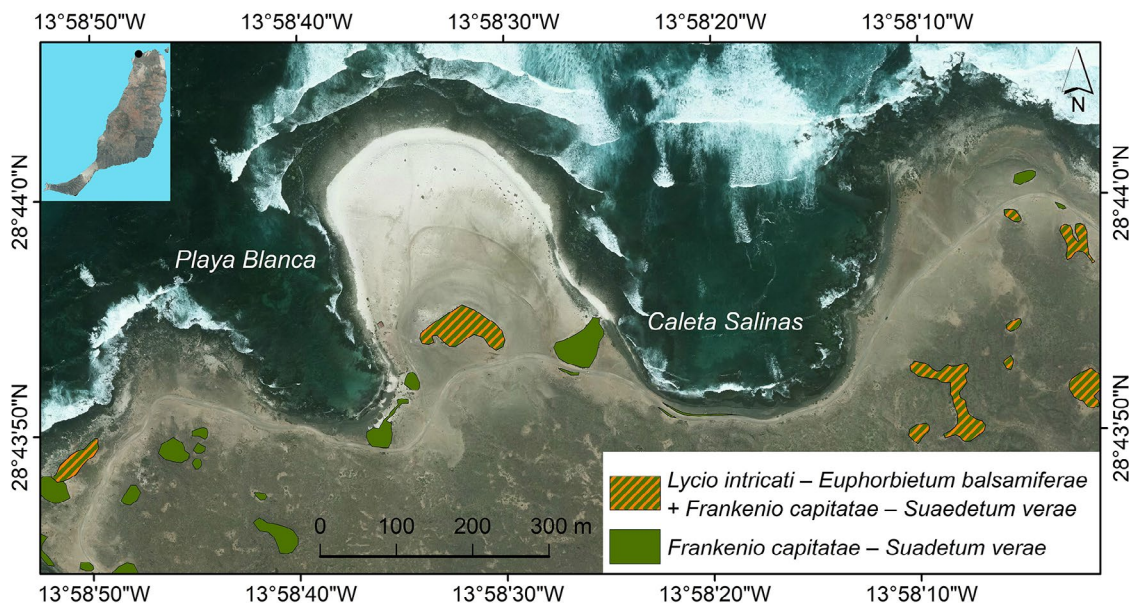
El relieve del norte de Fuerteventura está configurado por las emisiones lávicas de la alineación de Montaña Colorada-Bayuyo. Esta cadena, formada por nueve conos de cenizas y lapillis, se dispone a lo largo de 5 km, según la directriz estructural NE-SW (Criado, 1991). La emisión de coladas basálticas dio lugar a un extenso malpaís. Los procesos marinos holocenos han modelado sobre dicho malpaís un acantilado de baja altura con depresiones, en las que se acumulan materiales finos y arenas bioclásticas de origen marino.

El clima del borde costero septentrional de Fuerteventura es de tipo BW_{hsi}, desértico cálido semiisotermo (López y López, 1979), caracterizado por una acentuada escasez de precipitaciones. En concreto, las lluvias son inferiores a los 100 mm (Marzol, 1988), lo que genera un ambiente muy restrictivo para la vegetación, que tiene que soportar, además, unas tasas de evapotranspiración que llegan a superar los 800 mm anuales (Mora, Arbelo y Rodríguez, 2009).

En la costa norte de Fuerteventura hay pequeños saladares dispersos, dominados en su mayoría por la asociación *Frankenio capitatae* – *Suaedetum verae*, con extensiones comprendidas entre 1 y 6 ha. *Suaeda vera* tiene un papel fundamental, configurando comunidades prácticamente monoespecíficas, bien a modo de amplios y densos tapices de porte herbáceo y subarbustivo o bien en forma de matas aisladas sobre arcillas, arenas y callaos situados entre el Faro del Tostón y Corralejo. Un buen ejemplo de la capacidad de adaptación de esta especie lo tenemos en Caleta de Beatriz, donde el denominado localmente mato moro se extiende por espacios dunares, depresiones arcillosas y depósitos de cantos rodados.

Por lo tanto, *Suaeda vera* participa en varias asociaciones que aparecen en el norte de Fuerteventura y en otros enclaves salinos de la isla, como en la *Zygophyllo fontanesii* – *Arthrocnemum macrostachyi* y *Frankenio ericifoliae* – *Zygophyllum fontanesii*, así como en las formaciones regresivas de matorral si se dan las condiciones óptimas de salinidad, humedad y nitrificación. Sobre arenas convive con las especies típicas de *Polycarpeo niveae* – *Lotetum lancerottensis* y, además, forma parte, entre las caletas de Beatriz y del Rincón, de varias comunidades mixtas con la asociación endémica de la isla *Lycio intricati* – *Euphorbietum balsamiferae* (Figura 3).

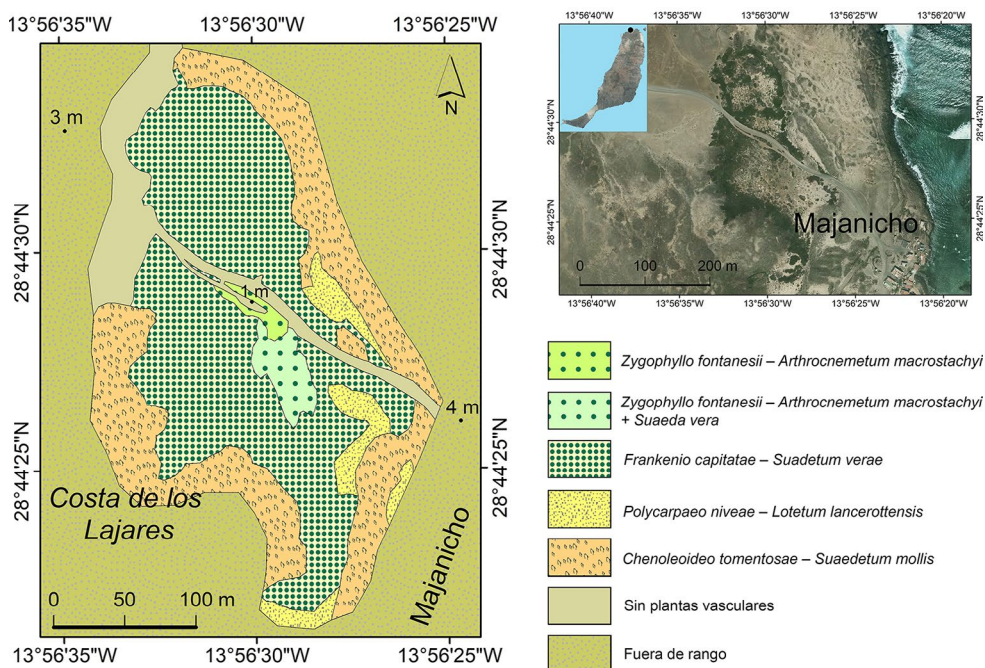
Figura 3. Comunidades de *Frankenio capitatae* – *Suaedetum verae* típicas y mixtas con *Lycio intricati* – *Euphorbietum balsamiferae* en la costa norte



Fuente: bases digitales topográficas del IGN y ortofotomapa del 2015 del PNOA. Elaboración propia

Suaeda vera puede soportar inundaciones esporádicas, pero se mantiene en la zona externa de los saladares, por encima del infraestero, tal y como ocurre en el saladar de Majanicho, una depresión costera de 3,5 ha donde el malpaís está cubierto de arcillas y donde *Arthrocnemum macrostachyum* solo cuestiona el dominio de *Suaeda vera* en la zona central, más deprimida y, por lo tanto, ocasionalmente inundada. Aunque aparecen algunos ejemplares de *Suaeda vera* de forma aislada, se presenta en general en matas densas que alcanzan un recubrimiento importante y apenas dejan espacio para otras especies (*Frankenia laevis* var. *capitata*), salvo cuando acompaña a *Arthrocnemum macrostachyum* en el centro del saladar o a *Launaea arborescens* y *Salsola vermiculata* en sus márgenes (Figura 4).

Figura 4. Mapa de comunidades vegetales del saladar de Majanicho



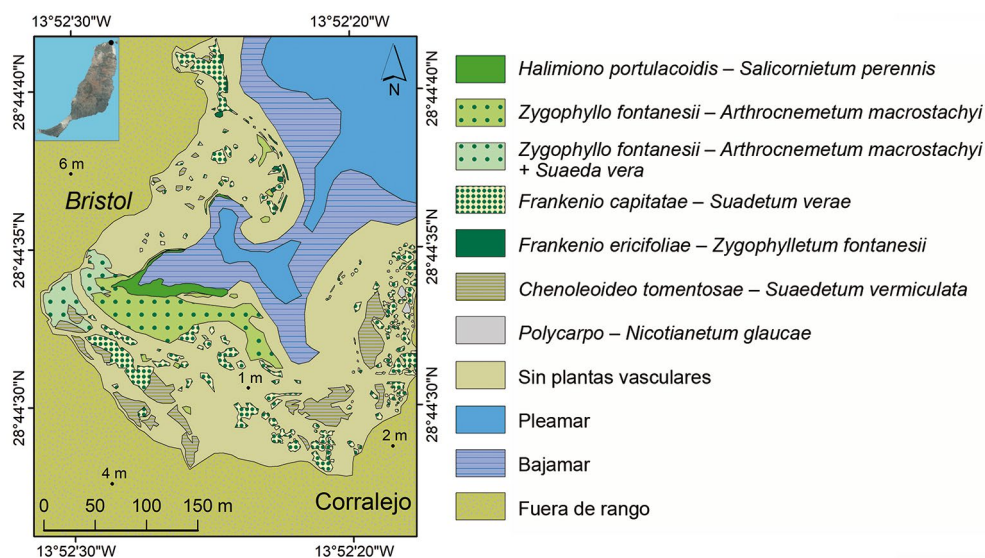
Fuente: bases digitales topográficas del IGN y ortofotomapa del 2015 del PNOA. Elaboración propia

Zygophyllo fontanesii – *Arthrocnemum macrostachyi* únicamente domina dos pequeños enclaves de la costa norte, entre Bajo San Juan y Punta Brava, si bien, siempre en convivencia con *Frankenio capitatae* – *Suaedetum verae*. Por otro lado, cabe destacar la relevancia del saladar del Charco de Bristol, por albergar la única población isleña de *Sarcocornia perennis* y ser un ejemplo tanto de las funciones ecológicas de este tipo de hábitats, como de la mala gestión y las amenazas que se ciernen sobre ellos. Se trata de una pequeña depresión litoral, junto a la localidad de Corralejo, en el malpaís generado por las emisiones del volcán Bayuyo. En concreto, es una bahía con una entrada estrecha de agua marina, de escasos metros, que atraviesa los basaltos pleistocenos. Durante las pleamares buena parte del saladar se encuentra inundado, mientras que la marea baja permite únicamente la permanencia de una charca desconectada del mar.

El emplazamiento del saladar del Charco de Bristol, al abrigo de las corrientes y del viento procedente del NO, propicia también la acumulación de arenas, limos y arcillas en la parte más resguardada, donde las condiciones geoambientales son favorables. Así, la menor influencia del oleaje y de los vientos hacia poniente del enclave facilita la deposición de lodos en el espacio intramareal y el desarrollo de *Sarcocornia perennis*. Detrás, sobre el recubrimiento arenoso-arcilloso, aparecen las comunidades propias del saladar: las asociaciones *Zygophyllo fontanesii* – *Arthrocnemum macrostachyi* y *Frankenio capitatae* – *Suaedetum verae*, con la zonificación típica de estos humedales en relación directa con el nivel de tolerancia de las plantas a la inundación (Figura 5).

La presencia de numerosos biotopos determina asimismo la riqueza y diversidad vegetal del Charco de Bristol y su entorno. De este modo, a poniente, en la parte superior de los callaos de toda la orla litoral, así como en el borde posterior, se desarrolla el denominado matorral halófilo costero de roca *Frankenio ericifoliae* – *Zygophylletum fontanesii*. La intromisión de algunas matas de *Suaeda vera*, que alcanzan mayor superficie, llevó a Rodríguez, *et al.* (2000) a señalar la constitución de una nueva subasociación endémica de la isla de Fuerteventura, *Frankenio capitatae* – *Zygophylletum fontanesii suaedetosum verae*. Además, *Limonium papillatum* (Webb & Berthel.) O. Kuntze enriquece esta comunidad, creciendo en la zona occidental bajo la influencia de los vientos dominantes y el espray marino, tanto sobre callao como en sustratos arenoso y rocoso.

Figura 5. Mapa de comunidades vegetales del Charco de Bristol



Fuente: Beato, *et al.*, 2017. Elaboración propia

Las acumulaciones de lavas basálticas están prácticamente desprovistas de vegetación por la falta de suelo y humedad edáfica y se hallan recubiertas de líquenes, algunos ejemplares de *Suaeda vera* y especies propias del matorral nitrófilo árido de sustitución. La alteración antrópica es muy intensa en esta zona, lo que explica que *Chenoleoideo tomentosae* – *Suaedetum mollis* contribuya a la fijación de las pequeñas dunas del sector oriental en convivencia con algunas plantas halófilas y otras especies ruderales fruticasas.

La inclusión del saladar en el área urbana de Corralejo se plasma además en la deposición de un manto de lapilli con fines decorativos, en el que están presentes las comunidades mencionadas y especies de

las asociaciones *Salsolo kali – Cakiletum maritimae* y *Polycarpo – Nicotianetum glaucae*. También hemos identificado otros taxones propios de los matorrales halófilos, como *Atriplex glauca* L. del matorral nitró-psamófilo (*Polycarpea nivea* (Aiton) Webb) y otros de amplia distribución, como *Patellifolia patellaris* (Moq.) A.J. Scott, Ford-Lloyd & J.T. Williams. En el exterior del saladar hay también plantas propias de ambientes urbanos y suelos nitrificados, como *Chenopodium murale* L. En total han sido catalogadas 31 especies pertenecientes a 25 géneros y 12 familias. Cabe mencionar, entre otros, los siguientes taxones: *Aizoon canariense* L., *Atriplex glauca* var. *ifniensis* (Caball.) Maire, *Atriplex lindleyi* Moq., *Atriplex semilunaris* Aellen, *Cuscuta approximata* Bab., *Filago desertorum* Pomel, *Lotus glinoides* Delile, *Mesembryanthemum crystallinum* L., *Mesembryanthemum nodiflorum* L., *Plantago coronopus* L., *Senecio leucanthemifolius* Poir. y *Sonchus oleraceus* L. (Beato, et al., 2017).

3.2. Los saladares del sur

El extremo meridional de Fuerteventura, la península de Jandía, está unido al resto de la isla por el istmo de La Pared, que adopta una forma alargada y estrecha de apenas 6 km de anchura y morfología alomada, debido a la acumulación de arenas eólicas de edad pliocena (Criado, 2005). Desde el punto de vista morfoestructural, la península de Jandía constituye un macizo basáltico de edad miocena, sin registro de actividad volcánica posterior, que adopta en planta una disposición semicircular abierta hacia el NNW, conocido como arco de Cofete, y cuyo origen está asociado a grandes deslizamientos que experimentó el antiguo edificio de Jandía (20,7-14,2 Ma). Dicho edificio alcanzaba unas dimensiones comprendidas entre 12 y 15 km de anchura y hasta 2.000 m.s.n.m. (Cubas, Hernán y Ancochea, 1992). Por el sur, se han excavado profundos barrancos que han modelado un conjunto de interfluvios con crestas marcadas, conocidos localmente como “cuchillos”.

En esta zona se encuentran los saladares más grandes de la región macaronésica situados en las playas de Sotavento y del Matorral, en el municipio de Pájara. Se trata de hábitats de gran importancia faunística debido, especialmente, a la presencia de aves migratorias y endemismos. De este modo, se han avistado *Actitis hypoleucos* L., 1758, *Arenaria interpres* L., 1758, *Calandrella rufescens*, *Calidris alba* Pallas, 1764, *Calidris alpina* L., 1758, *Charadrius hiaticula* L., 1758, *Larus marinus* L., 1758, *Numenius (arquata)* L., 1758 y *phaeopus* L., 1758), *Pluvialis squatarola* L., 1758, *Saxicola dacotiae dacotiae*, *Stercorarius parasiticus* L., 1758 y *Tringa (erythropus)* Pallas, 1764, *nebularia* Gunnerus, 1767, *totanus* L., 1758), entre otras.

Incluso las áreas marinas de estos enclaves están protegidas mediante la ZEC Playa de Sotavento de Jandía, por la presencia y el anidamiento de las tortugas *Caretta caretta* L., 1758 y *Chelonia mydas* L., 1758, así como por estar frecuentados por delfines *Tursiops truncatus* Montagu, 1821. Sin embargo, hasta fechas recientes han sido espacios muy vulnerables y damnificados por acciones vinculadas con el desarrollo turístico de las últimas décadas.

La playa de Sotavento, también conocida como “Saladar de Jandía”, se encuentra situada en la vertiente oriental del istmo de La Pared. Se trata de un conjunto de playas o arenales, separados por pequeños acantilados, de unos 15 km de longitud y una anchura superior a los 500 m. Está afectada por algunas urbanizaciones turísticas y carreteras en sus márgenes y ha sufrido extracciones de áridos marinos, por lo que se ha alterado la dinámica natural de este enclave. Sin embargo, su inclusión en la ZEC Jandía y la prohibición de la circulación de vehículos por su interior explica su buen estado actual, sólo puesto en peligro por la gran afluencia de visitantes.

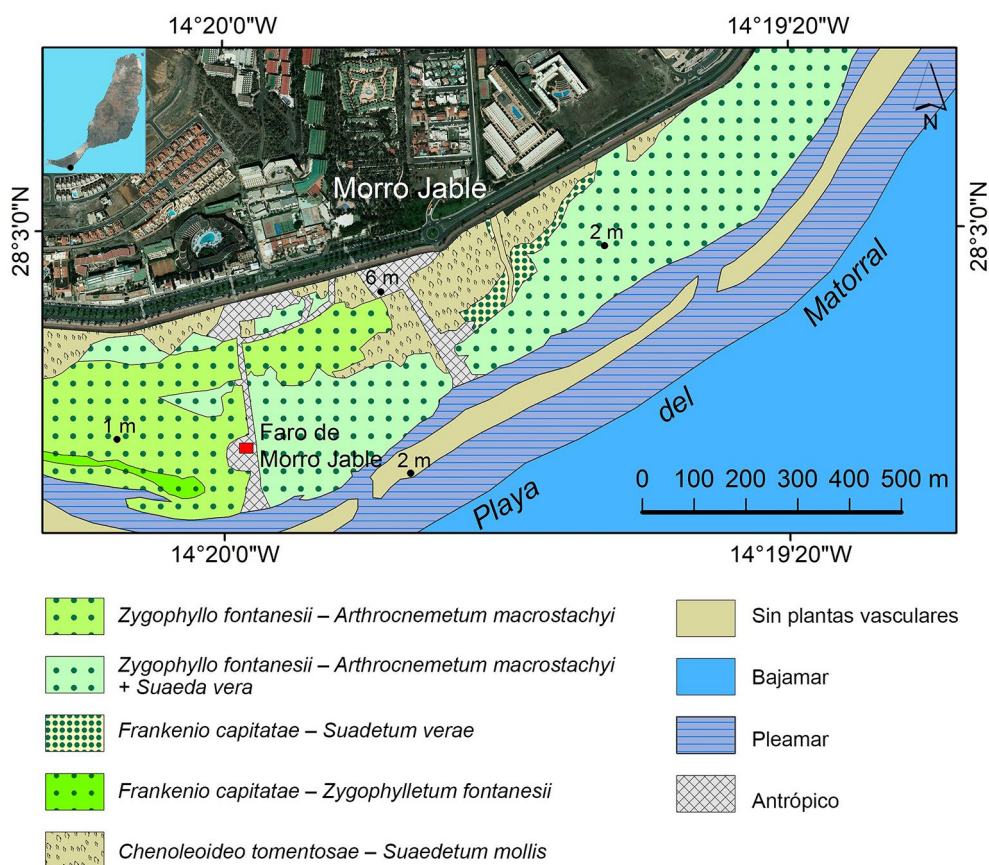
Desde el punto de vista geomorfológico, el rasgo más destacado de esta playa es que tiene una barra de arena, que se extiende paralela a la línea de costa, a lo largo de casi 4 km de longitud. Esta barra de arena cuenta con diversas bocanas o inlets que permiten la circulación del agua marina, según la marea. Por tanto, entre el acantilado y la barra de arena se genera una laguna costera, formada por arenas fangosas, que se inunda durante la pleamar y queda expuesta durante las bajamares vivas (Alonso, Alcántara-Carrió y Cabrera, 2002). El hábitat halófilo se desarrolla en su proximidad e incluso en su interior, toda vez que aparecen matas de *Arthrocnemum macrostachyum* parcialmente mojadas y rodeadas absolutamente por el agua marina en las pleamares, así como pequeñas elevaciones sobre el terreno que permiten la estabilización de otros rodales de vegetación aislados por el agua.

La vegetación de este saladar está dominada por *Zygophyllo fontanesii – Arthrocnemetum macrostachyi*, que se distribuye por el entorno de Casas del Risco del Paso en tres grandes masas al sur (con 2, 5 y 6 ha, respectivamente) y dos al norte del mismo lugar (2 y 7 ha), así como en las cercanías de la urbanización

Los Verodes (21 ha). Hacia el interior, el saladar se enriquece, sobre arenas, con *Traganum moquinii* Webb ex Moq. in DC. y especies del matorral halo-psamófilo y nitro-psamófilo de *Polycarpeo niveae* – *Lotetum lancerottensis* y *Salsola divaricata* Masson ex Linkx. Las zonas más antropizadas quedan de manifiesto por la presencia de taxones de la *Chenoleoideo tomentosae* – *Suaedetum mollis*.

Por su parte, la playa del Matorral, situada en el extremo sur de Fuerteventura (en Morro Jable), está formada por arenas organogénicas de origen marino y sedimentos finos volcánicos aportados principalmente por el barranco de Vinamar. Desde el punto de vista geomorfológico se trata de un pequeño delta formado tras una larga evolución: por un lado, de la confluencia de barras de arenas que originaron una laguna costera; por otro, de la posterior colmatación de la citada laguna a partir de los sedimentos procedentes de la descarga de los tres barrancos que desembocan en el mismo (Figura 6).

Figura 6. Mapa de comunidades vegetales de la playa del Matorral



Fuente: bases digitales topográficas del IGN y ortofotomapa del 2015 del PNOA. Elaboración propia

En la actualidad, tiene una extensión de alrededor de 100 ha y su relieve plano presenta ligeras irregularidades, permitiendo la formación de canales y charcas tras la entrada del agua de mar en las pleamares. Por lo tanto, la vegetación que coloniza este humedal en forma de delta está constituida por comunidades halófilas y especies resistentes a la inundación recurrente. Presenta cubiertas bastante densas, si bien se encuentran fragmentadas por numerosas sendas y pistas, antiguas zonas de depósito de escombros, así como por las áreas más afectadas por las inundaciones marinas, desprovistas de vegetación. La comunidad dominante es *Zygophyllo fontanesii* – *Arthrocnemum macrostachyi* que ocupa el supraestero y el límite superior del infraestero. No obstante, es necesario mencionar la escasez de *Tetraena fontanesii* en todos los inventarios y transectos y, por el contrario, la abundancia de *Suaeda vera*, que genera, junto a *Arthrocnemum macrostachyum*, densos tapices en franca expansión.

Al noroeste del faro de Morro Jable, situado en la parte central de la playa del Matorral, *Arthrocnemum macrostachyum* constituye una formación prácticamente monoespecífica, tanto en manchas aisladas como en cubiertas continuas, formando una alfombra de similar altura, sólo rota por la presencia de

algunos ejemplares de *Tamarix canariensis* Willd. Al oeste, *Frankenia capitata* se dispersa por espacios más abiertos y escasos de vegetación, con algunos ejemplares de *Tetraena fontanesii*, matas de *Arthrocnemum macrostachyum* y otras especies tolerantes a la inundación esporádica y la alta salinidad.

Al este del faro, *Suaeda vera* ocupa grandes extensiones por encima del supraestero y, por lo tanto, al reguardo de las mareas diarias. Se extiende fácilmente colonizando nuevos espacios y cuestionando el dominio de *Arthrocnemum macrostachyum* en algunas zonas donde prevalece la comunidad *Frankenia capitatae* – *Suaedetum verae*. No obstante, es una cubierta vegetal más o menos continua, en la que se alternan ambas especies sin apenas espacio para otros taxones, tanto sobre arenas como en los fondos arcillosos y limosos.

La gran extensión del saladar y la existencia de varios biotopos de características edáficas diferentes explican la riqueza del patrimonio vegetal (Figura 7). Así, se pueden encontrar numerosas especies, tales como *Aizoon canariense*, *Atriplex halimus* L., *Desmanthus virgatus* (L.) Willd., *Phoenix canariensis* Hort. ex Chabaud, *Rumex vesicarius* L. var. *rodophysa* Ball, *Salsola divaricata*, *Sclerocephalus arabicus* Boiss., *Suaeda maritima* (L.) Dumort., *Tamarix canariensis*; así como *Policarpea nivea* (Aiton) Webb y *Traganum moquinii* en zonas arenosas alejadas de la influencia directa del agua del mar.

Figura 7. Saladar de la playa del Matorral



1) Comunidades mixtas de *Arthrocnemum macrostachyum* y *Suaeda vera*. 2) Población de *Arthrocnemum macrostachyum* con algunos ejemplares de *Tamarix canariensis*

Fotografías de los autores

Además, se distinguen diferentes formas de matorral de regresión debido al gran deterioro ambiental que ha padecido, como la asociación *Chenoleo tomentosae* – *Suaedetum molli* (con fuerte presencia de *Launaea arborescens* y una amplia extensión) y *Nicotiana glauca* Graham. Ocupan grandes espacios en los límites urbanos del saladar, vinculadas a elementos antrópicos, como rodeando pasarelas, pistas, construcciones, restos de escombreras del sector central y la desembocadura del barranco de Vinamar. Cabe destacar, asimismo, la gran cantidad de especies alóctonas procedentes de la jardinería, e incluso invasoras: *Acacia saligna* (Labill) L.H. Wendl., *Argyranthemum frutescens* (L.) Sch. Bip., *Carpobrotus edulis* (L.) L. Bolus, *Casuarina equisetifolia* L., *Kikuyuochloa clandestina* (Hochst. ex Chiov.) H. Scholz, *Limoniastrum monopetalum* (L.) Boiss., *Pennisetum clandestinum* Hoscht. ex Chiov., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. y *Sesuvium portulacastrum* L.

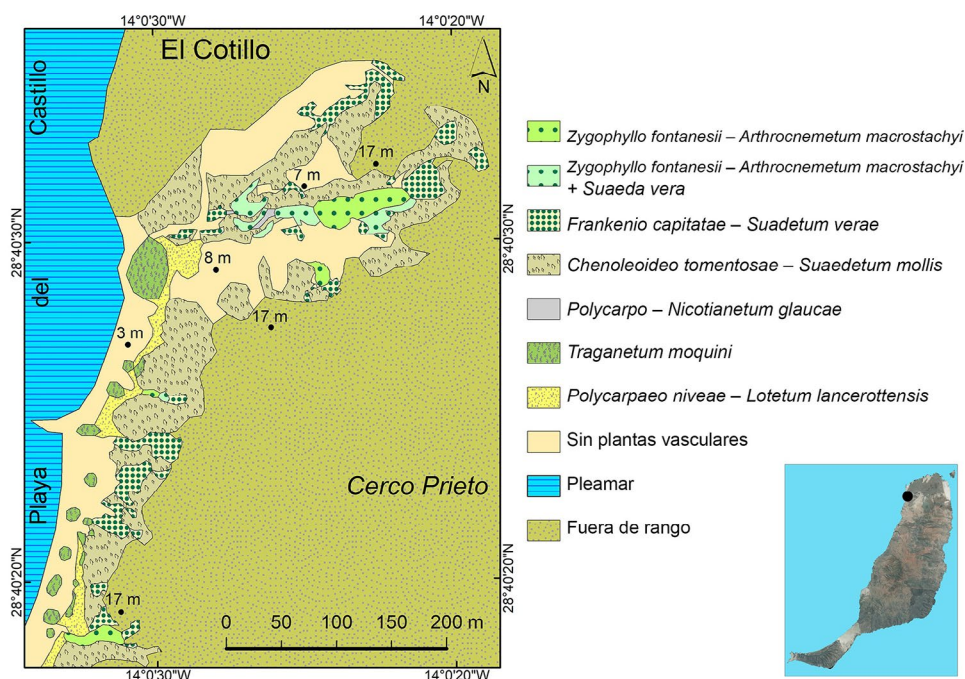
3.3. Los saladares del occidente majorero

En las playas situadas al sur de El Cotillo, el saladar se cobija en algunas hendiduras y pequeñas cárcavas que seccionan el acantilado. Se trata de una zona sin edificaciones, pero muy frecuentada por

turistas y un tránsito importante de vehículos. En la playa de El Castillo, el saladar ocupa una cárcava muy antropizada (por diferentes vertidos) de unos 300 m de longitud y 4 ha de superficie, con vertientes escarpadas y de fondo casi plano, donde la vegetación se desarrolla sobre terrenos alterados.

Los taxones de la asociación *Chenoleoideo tomentosae* – *Suaedetum mollis* no solo abundan en los escarpes, sino también en el centro del saladar con otras especies de *Polycarpo* – *Nicotianetum glaucae*, sobre tierras removidas y depósitos de escombros. *Arthrocnemum macrostachyum* domina en las zonas más húmedas y salobres, mientras que en la orla posterior lo hace *Suaeda vera* (Figura 8). En la salida de estos incipientes barrancos, la arena de la playa favorece el desarrollo de especies psamófilas de las asociaciones *Polycarpaeo niveae* – *Lotetum lancerottensis*, *Traganetum moquini* y *Euphorbio paraliae* – *Cyperetum capitati*, con la presencia dispersa de *Tetraena fontanesii* (Webb & Berthel) Beier & Thulin. Esta distribución se repite en las cárcavas de menor entidad situadas al sur, si bien el matorral de sustitución tiene menor relevancia y se limita a los bordes de estas. En general, tienen siempre un núcleo monoespecífico de *Arthrocnemum macrostachyum*, custodiado por manchas igualmente densas, pero de menor porte, de *Suaeda vera*.

Figura 8. Mapa de comunidades vegetales de la playa de El Castillo

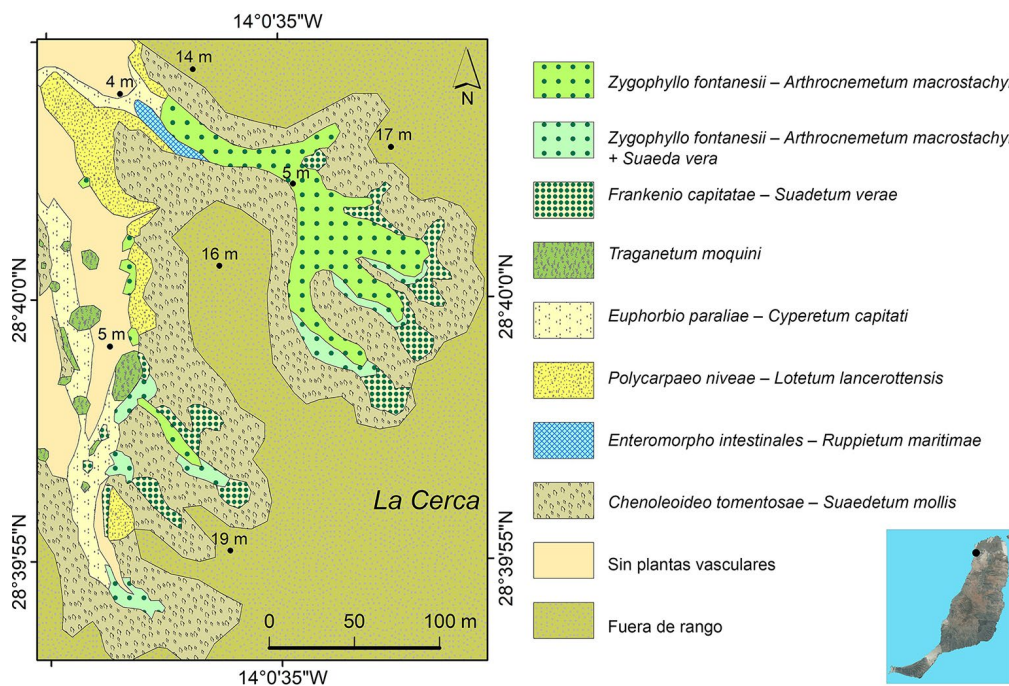


Fuente: bases digitales topográficas del IGN y ortofotomapa del 2015 del PNOA. Elaboración propia

Por su parte, en la playa de El Aljibe de la Cueva se halla una gran cárcava, de unas 2 ha y fondo subhorizontal excavada en el acantilado, colonizada por el saladar. Se caracteriza por el dominio monoespecífico de *Arthrocnemum macrostachyum* que cubre como un tapiz de hasta 1,5 metros de altura toda la depresión. Los bordes están cubiertos por amplias matas de *Suaeda vera* y pequeños arbustos de las series regresivas. Además, hay comunidades higrófilas de *Enteromorpha intestinales* – *Ruppium maritima* en pequeños charcos a la salida del barranco, así como las especies psamófilas mencionadas en las áreas cubiertas de arenas y ejemplares de *Astidamia latifolia* (L. f.) Baill. Es el mismo caso que otra gran cárcava al sur de la anterior, con un entrante arenoso donde *Arthrocnemum macrostachyum*, *Traganum moquinii* y *Suaeda vera* estabilizan pequeñas dunas. Hacia el interior, manchas monoespecíficas de *Arthrocnemum macrostachyum*, rodeadas de *Suaeda vera*, se extienden por varios ramales (Figura 9).

Por otro lado, ya se ha puesto de manifiesto el papel protagonista de *Frankenio capitatae* – *Suaedetum verae* en algunos saladares del norte, y su amplia distribución por todo el litoral de Fuerteventura. Además, es necesario señalar su localización en gargantas por donde transcurre agua salobre, separándose de la influencia marina en gran medida. El ejemplo más destacado se halla en la costa occidental mayorera, concretamente en el barranco de Los Molinos, al sur de El Cotillo, en el que *Suaeda vera* se extiende a lo largo de unos 4 km y se aleja más de 3 km del litoral hacia el interior.

Figura 9. Mapa de comunidades vegetales de la playa de El Aljibe de la Cueva



Fuente: bases digitales topográficas del IGN y ortofotomapa del 2015 del PNOA. Elaboración propia

3.4. La vegetación de saladar en el oriente mayorero

En la punta de Toneles, al este de Fuerteventura, *Zygophyllo fontanesii* – *Arthrocnemum macrostachyi* se distribuye en grupos dispersos sobre una colada basáltica (Malpaís de Jacomar) que desciende por un acantilado inactivo penetrando en el mar. La horizontalidad y baja altitud de este reciente malpaís litoral ha favorecido el depósito de arcillas y arenas en pequeñas depresiones y en la salida del barranco de La Cueva. Es en estos lugares donde *Arthrocnemum macrostachyum* encuentra unas condiciones adecuadas para su desarrollo, beneficiada por el difícil acceso y la casi nula antropización.

Finalmente, *Frankenio capitatae* – *Suaedum verae* se halla en algunos barrancos de menor entidad de la costa oriental, fundamentalmente en las desembocaduras cerca de la influencia marina. También se puede encontrar en el interior, como en el barranco de La Muley, en el que *Suaeda vera* se prolonga en manchas densas aisladas por el fondo del cauce más de 3 kilómetros tierra adentro.

4. Discusión

Las franjas litorales son las zonas de mayor fragilidad, acentuándose aún más si cabe cuando se trata de humedales costeros de pequeñas dimensiones situados en el área de influencia de los centros turísticos. Por esta razón, la situación actual de los saladares, al margen del amparo que en mayor o menor medida puedan recibir de las figuras de protección vigentes, depende estrechamente de la relación espacial con las áreas urbanizadas del entorno, tal y como sucede en Morro Jable y Corralejo. Así, en el sur de la isla el saladar de la playa del Matorral ha sufrido una gran degradación debido al crecimiento del tejido urbano en torno a Morro Jable, mientras que los saladares de la playa de Sotavento presentan un buen estado de conservación merced a un volumen de edificación muy reducido. Por el contrario, el saladar del Charco de Bristol merece una atención especial, toda vez que se encuentra desprotegido, alberga un patrimonio único en la isla y ha sufrido un grave deterioro por el desarrollo urbanístico de Corralejo.

En efecto, según Fernández-Cabrera, Pérez-Chacón, Cruz, Hernández-Cordero y Hernández-Calvento (2011) el modelo económico-turístico y la desmesurada urbanización de las zonas costeras canarias han ocasionado una degradación general del litoral. Ciertamente, buena parte de las modificaciones territoriales recientes en la isla de Fuerteventura tienen su origen en el auge turístico y sus repercusiones

sobre la dinámica demográfica y económica, así como en la evolución de los elementos del medio natural (García-Romero, *et al.*, 2016; Beato, *et al.*, 2017).

Un buen ejemplo son los saladares mayoreros: algunos han desaparecido completamente bajo el tejido urbano, mientras que otros fueron convertidos en escombreras durante años de abandono coetáneo del impulso demográfico, constructivo y turístico. Según los datos proporcionados por el Instituto Canario de Estadística en 2017, el turismo en la isla ha experimentado una enorme progresión en las últimas décadas, alcanzando en 2016 más de tres millones de visitantes (lo que supera con creces el récord histórico de un millón de turistas de 2011). Los destinos principales son Corralejo y las playas del sur y Sotavento. Respecto a la población, Fuerteventura ha pasado de 37.000 personas en 1991 a más de 107.000 en 2016, lo que equivale a un incremento del 289% en 25 años que conlleva asimismo una dilatación de la superficie edificada. De este modo, las actividades relacionadas con la construcción han alterado directa o indirectamente las funciones y los procesos ecológicos y han producido finalmente una pérdida de patrimonio natural y cultural, tal y como demuestran Pérez-Chacón, *et al.* (2007).

El saladar de la playa del Matorral fue declarado Paraje Natural de Interés Nacional por la Ley 12/1987, de 19 de junio, de Declaración de los Espacios Naturales de Canarias. Posteriormente fue reclasificado como Sitio de Interés Científico, por la Ley 12/1994, de 19 de diciembre, de Espacios Naturales de Canarias. También forma parte de los espacios protegidos de la Red Natura 2000, dentro de la región biogeográfica macaronésica, al ser designado el 17 de octubre de 2006 como ZEPA y el 29 de diciembre de 2010 como ZEC. Es, además el único saladar canario que forma parte, desde 2002, de la Lista Ramsar. No obstante, el saladar de la playa del Matorral es un espacio muy antropizado, pues entre 1935 y 1950 fue utilizado para la explotación de salinas, conservándose aún restos de esta actividad, como una pequeña torre de elevación. Posteriormente, en la década de los años setenta se inicia el asentamiento de las primeras instalaciones turísticas, destacando el complejo hotelero Stella Canarys al que seguirían múltiples actuaciones que degradaron por completo el entorno.

En los últimos años se ha desarrollado un proyecto LIFE de recuperación ecológica, gracias al cual fueron eliminados 90.000 m³ de escombros depositados tras la construcción de infraestructuras turísticas y viviendas, así como muros y otras construcciones de piedra y hormigón procedentes de la extracción de salinas, mencionada anteriormente. Así mismo, se eliminaron basuras, residuos, especies invasoras y se extrajeron 200 palmeras. Además, desde el año 2016 se ha puesto en práctica un plan de gestión que distingue 4 zonas en el saladar: conservación prioritaria, conservación, restauración y de transición. La zona de conservación prioritaria tiene una superficie de 50,6 ha y está destinada a la protección y conservación del hábitat 1420, incluyendo también la zona inundable entre el saladar y la playa al SO de la ZEC. La zona de conservación contiene también áreas de alto valor por la presencia de especies o hábitats de interés comunitario, pero presentan un mal estado de conservación, por lo que requiere ciertas medidas de restauración. Se corresponde con el sector NO del saladar con baja cobertura de *Sarcocornetea fruticosae* y alcanza una superficie de 1,4 ha. La zona de restauración tiene una superficie de 8,2 ha y engloba áreas que comprenden facies degradadas o de sustitución que potencialmente podrían recuperarse. Esta zona está cubierta por las asociaciones *Chenoleoideo tomentosae* – *Suaedum mollis*, *Suaedo verae* – *Tamaricetum canariensis* y áreas ajardinadas del sector occidental. Por último, la zona de transición, de 35,3 ha, está formada por las pistas y pasarelas de acceso a la playa, la carretera y el paseo perimetral, así como las instalaciones turísticas que delimitan los extremos norte y oeste del saladar.

Entre las medidas de conservación adoptadas destacan la prohibición de vertidos de escombros y material de relleno, de introducción de especies de flora y fauna no autóctonas, de vertidos superficiales y movimientos y extracción de tierras, así como de cualquier actividad que incremente los procesos erosivos en la zona de influencia de las mareas y las desembocaduras de los barrancos. Sólo están permitidas actividades científicas, divulgativas y educativas siempre que se lleven a cabo a través de los senderos que atraviesan el espacio y que no impliquen uso de vehículos a motor. Entre las actuaciones llevadas recientemente a cabo sobresalen la actualización de la cartografía de los hábitats de interés comunitario y del resto de unidades de vegetación, evaluación del estado de conservación, vallado de exclusión en torno a los hábitats del saladar, señalización e información de sus valores naturales mediante paneles, limpieza y retirada de basuras, erradicación de especies invasoras y eliminación de vertidos (Carrillo, 2016).

No obstante, el saladar de la playa del Matorral sigue sometido a múltiples amenazas, como invasión de especies foráneas, tanto vegetales como faunísticas: entre las primeras cabe destacar la caña gigante (*Arundo donax* L.), la uña de gato (*Carpobrotus edulis*) y la *Kikuyuochloa clandestina* en las proximidades

de las áreas ajardinadas (Martín, Scholz & Wildpret, 2009); de las faunísticas se han observado ardillas morunas (*Atlantoxerus getulus* L., 1758) y cotorras (*Myiopsitia monachus* Boddaert, 1783) atraídas por los restos de comidas que dejan los usuarios del espacio. Otras amenazas proceden del tránsito y pisoteo de turistas que utilizan el saladar para tomar el sol, pese al vallado y los carteles de prohibición.

El otro saladar de gran interés científico de la isla, el Charco de Bristol, se ha visto afectado por el crecimiento demográfico y turístico de Corralejo, que ha pasado de 6,72 ha construidas en 1969 a casi 321 ha ocupadas por edificaciones en 2009 (Fernández-Cabrera, *et al.*, 2011). En las fotografías aéreas de 1981 (Instituto de Reforma y Desarrollo Agrario) se observan los primeros bloques de apartamentos en las cercanías del saladar y se aprecia la utilización de toda el área meridional como escombrera. Este tipo de uso se alargó durante varios años por otras zonas del Charco de Bristol, aunque finalmente los restos fueron extendidos, recubriendo los depósitos originales, permitiendo una recolonización vegetal parcial mediante matorrales de sustitución. Además, el área se encuentra salpicada de remanentes de la edificación de casetas *in situ*, hitos y otros elementos abandonados de hormigón, así como pequeños vertederos clandestinos de la construcción. No obstante, el elemento más perturbador es la pista sin asfaltar que atraviesa este enclave, presente ya en 1945 como camino vecinal. Soporta un tráfico habitual, dado que vertebrada el norte de la isla de Fuerteventura, desde el faro del Tostón hasta Corralejo y cruza una de las comunidades vegetales más significativas del Charco de Bristol y de los saladares costeros norteros, esto es, *Zygophyllo fontanesii* – *Arthrocnemum macrostachyi*, facilitando además el acceso rodado y a pie incluso a los lugares más vulnerables.

En este sentido, Beato, *et al.* (2017) han formulado un proyecto de gestión del saladar de Charco de Bristol que se basa, en primer lugar, en su declaración como Sitio de Interés Científico y en la aplicación de medidas de restauración. Aunque el ayuntamiento de La Oliva respaldó en principio la intención de una empresa privada de construir unas piscinas en dicho paraje, recientemente ha elevado al Cabildo insular el plan científico mencionado consciente del valor patrimonial de este enclave.

Por otro lado, es necesario señalar la afección por residuos movilizados por el viento y el mar que sufre todo el litoral mayorero. En este sentido, las comunidades vegetales litorales, también las de los saladares, presentaban gran cantidad de desechos urbanos en la totalidad de los transectos efectuados en el periodo de estudio. Las plataformas de abrasión septentrionales, además, muestran restos de combustibles solidificados y adheridos a los basaltos, encontrados incluso en las herborizaciones. Dan buena cuenta de los graves peligros que acechan a este valioso legado natural.

5. Conclusiones

Uno de los valores patrimoniales de los saladares canarios es que son hábitats muy escasos en el archipiélago y, en general, en el ámbito macaronésico. No obstante, la isla de Fuerteventura alberga los humedales más significativos e interesantes desde el punto de vista científico y, además, representan casi la mitad de la superficie de todos los saladares canarios. Este tipo de hábitat y sus formaciones vegetales están absolutamente fragmentados y dispersos a lo largo de la costa, aumentando más si cabe su vulnerabilidad. Desde el punto de vista geomorfológico tienen una gran variedad, lo que constituye un elemento positivo de valoración. En concreto, hemos distinguido 7 tipos de saladares: costa libre, laguna costera, delta, bahía de entrada estrecha, costa baja de coladas lávicas aa, acantilado bajo con cárcavas y cursos bajos y desembocaduras de gargantas. Además, se pueden diferenciar en cada uno de ellos peculiaridades edáficas y distintos biotopos que incrementan su capital patrimonial.

Estos saladares se caracterizan por una alta calidad ecológica y gran riqueza florística con plantas xerófilas, psamófilas, higrófilas y halófilas, entre las que destacan las pertenecientes a *Salicornietea fruticosae*. Así lo demuestra la catalogación de este tipo de ecosistema halófilo termoatlántico como hábitat de interés comunitario de la Unión Europea con el código 1420. En Fuerteventura, *Salicornietea fruticosae* presenta 110 teselas del mosaico de vegetación, ocupando 132 ha, corroborando estos datos su alto nivel de fragmentación. Las principales formaciones vegetales en estos ambientes salobres mayoreros son *Zygophyllo fontanesii* – *Arthrocnemum macrostachyi* y *Frankenio capitatae* – *Suaedetum verae*, que ocupan el límite superior del infraestero y el supraestero, respectivamente, así como *Chenoleo tomentosae* – *Suaedetum molli* y *Chenoleoideo tomentosae* – *Salsoletum vermiculatae* debido a la intensa degradación antrópica del tapiz vegetal. Además, en el Charco de Bristol la mayor peculiaridad es la permanencia de un testigo

de la vegetación potencial de los niveles inferiores del saladar, esto es, poblaciones de *Sarcocornia perennis*, gracias a la singularidad geomorfológica de este enclave.

Por otro lado, cabe destacar la relevancia de los tapices vegetales monoespecíficos. En unos casos se trata de manchas de *Arthrocnemum macrostachyum* y en otros de *Suaeda vera*, así como de poblaciones mixtas de ambos taxones que generan densas cubiertas arbustivas y subarbustivas sin lugar para otras especies.

Los saladares de Fuerteventura se hallan bajo la permanente presión y amenaza que se derivan de su localización costera y del crecimiento urbanístico y turístico imparable que desde hace más de cincuenta años ha experimentado la isla, especialmente en las últimas décadas. En concreto, los complejos urbano-turísticos de Corralejo y Morro Jable ponen en peligro el valor ecológico y la riqueza florística de dos de los saladares de mayor interés científico, el del Charco de Bristol y de la playa del Matorral respectivamente. El saladar de la playa del Matorral, amparado desde 1994 como Sitio de Interés Científico, se halla en claro proceso de recuperación y su supervivencia está asegurada. Por el contrario, el saladar del Charco de Bristol carece de la más mínima protección y se halla en un precario estado de conservación debido a las múltiples agresiones que sufre diariamente, por lo que es recomendable su urgente declaración como Sitio de Interés Científico y la aplicación de medidas de restauración para impedir su definitiva desaparición.

Referencias

- Adnitt, C., Brew, D., Cottle, R., Hardwick, M., John, S., Legget, D., ... & Staniland, R. (2007). *Saltmarsh management manual*. Bristol: Environment Agency. <https://doi.org/10.2112/1551-5036-36.sp1.1>
- Alonso, I., Alcántara-Carrió, J. & Cabrera, L. (2002). Tourist Resorts and their Impact on Beach Erosion at Sotavento Beaches, Fuerteventura, Spain. *Journal of Coastal Research*, 36, 1-7.
- Allen, J. R. L. (2000). Morphodynamics of Holocene salt marshes: a review sketch from the Atlantic and Southern North Sea coasts of Europe. *Quaternary Science Reviews*, 19(12), 1155-1231. [https://doi.org/10.1016/S0277-3791\(99\)00034-7](https://doi.org/10.1016/S0277-3791(99)00034-7)
- Ancochea, E., Brandle, J. L., Cubas, C. R., Hernán, F. y Huertas, M. J. (1993). *La Serie I de la isla de Fuerteventura*. Madrid: Memoria de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.
- Arozena, M. E. (2000). Estructura de la vegetación. En G. Meaza (Ed.), *Metodología y práctica de la Biogeografía* (pp. 77-146). Madrid: Ediciones del Serbal.
- Ayuda, M. A., Collantes, F. y Pinilla, V. (2005). *Explicando la concentración a largo plazo de la población española, 1860-2000*. Recuperado de http://www.ceddar.org/content/files/articulof_280_01_DT-2005-3.pdf
- Beato, S., Poblete, M. A., Ruiz-Fernández, J., Marino, J. L., García, C. y Gallinar, D. (2014). Las comunidades vegetales terrestres del Saladar de Bristol (Corralejo, Fuerteventura, Islas Canarias). En R. Cámara, B. Rodríguez y J. L. Muriel (Eds.), *Biogeografía de Sistemas Litorales. Dinámica y Conservación* (pp. 185-188). Sevilla: Universidad de Sevilla, AGE.
- Beato, S., Poblete, M. A. y Marino, J. L. (2017). El saladar de Bristol: patrimonio vegetal, estado de conservación y propuestas de restauración (Corralejo, Fuerteventura, Islas Canarias). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 73, 223-246. <http://dx.doi.org/10.21138/bage.2416>
- Beltrán, E., Arozena, M. E. y Ríos, J. (1999). El papel de la morfología superficial de las coladas lávicas en las características de la vegetación del malpaís de Güímar (Tenerife, I. Canarias). En VV. AA, *Professor Joan Vilà Valentí: el seu mestratge en la geografia universitària* (pp. 783-799). Barcelona: Universitat de Barcelona.
- Braun-Blanquet, J. (1979). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid: Blume.
- Bullock, A. & Acreman, M. (1999). The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7, 358-389. <https://doi.org/10.5194/hess-7-358-2003>
- Carrillo, J. (2016). *Plan de Gestión de la Zona Especial de Conservación ES7010042 La Playa del Matorral (Fuerteventura)*. Consejería de Política Territorial, Sostenibilidad y Seguridad. Gobierno de Canarias.

- Coello, J., Cantagrel, J. M., Hernán, F., Fúster, J. M., Ibarrola, E., Ancochea, E., ... y Cendrero, A. (1992). Evolution of the Eastern Volcanic Ridge of the Canary Islands Based on New K-Ar Data. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 53, 251-274. [https://doi.org/10.1016/0377-0273\(92\)90085-R](https://doi.org/10.1016/0377-0273(92)90085-R)
- Costa, P. (2005). La "litoralización" demográfica y económica. El caso de las provincias mediterráneas y suratlánticas. *Sociedad y utopía: Revista de ciencias sociales*, 26, 71-90.
- Criado, C. (1990). La evolución del paisaje vegetal de Fuerteventura a través de fuentes escritas (s. XV – XIX). *Tebeto. Anuario del Archivo Histórico Insular de Fuerteventura*, 3, 249-259.
- Criado, C. (1991). *La evolución del relieve de Fuerteventura*. Puerto del Rosario: Servicio de Publicaciones del Cabildo Insular de Fuerteventura.
- Criado, C. (2005). Formas de modelado y procesos morfogénicos. En O. Rodríguez (Coord.), *Patrimonio Natural de la isla de Fuerteventura* (pp. 45-58). Tenerife: Cabildo de Fuerteventura.
- Cubas, C. R., Hernán, F. y Ancochea, E. (1992). El edificio sur (Jandía) de la serie I de Fuerteventura: rasgos generales. *Geogaceta*, 11, 79-81.
- Curtis, T. G. F. & Sheehy Skeffington, M. J. (1998). The salt marshes of Ireland: an inventory and account of their geographical variation. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 98B, 87-104.
- Del Arco, M. J., Wildpret, W., Pérez de Paz, P. L., Rodríguez, O., Acebes, J. R., García, A., ... y García, S. (2006). *Mapa de Vegetación de Canarias*. Santa Cruz de Tenerife: GRAFCAN. Cartográfica de Canarias.
- 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. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9881-2>
- Del Arco, M. J., Izco, J. y Rodríguez, O. (2017). The name *Salicornietum perennis* (*sensu lato*) and global nomenclatural issues. *Lazaroa*, 38(2), 203-206. <http://dx.doi.org/10.5209/LAZA.56609>
- Díaz, G. (2007). *Ficha Informativa Ramsar: Saladar Jandía*. Las Palmas de Gran Canaria: Gobierno de Canarias.
- Dijkema, K. S. (1987). Geography of salt marshes in Europe. *Zeitschrift für Geomorphologie*, 31, 489-499.
- Doody, J. P. (2008). *Saltmarsh Conservation, Management and Restoration*. Series Coastal Systems and Continental Margins 12. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5748-9>
- Dorta, P. J. (1996). Las inversiones térmicas en Canarias. *Investigaciones Geográficas* 15, 109-126. <https://doi.org/10.14198/INGEO1996.15.01>
- Duarte, B. (2016). *Climate change impacts on salt marsh vegetation ecophysiology and dynamics* (Unpublished doctoral). Universida de Lisboa, Lisboa. <http://hdl.handle.net/10451/25068>
- Esteve, F. (1968). Datos para el estudio de las Clases Ammophiletea, Juncetea y Salicornietea en las Canarias Orientales. *Collectanea Botanica*, 7, 303-323.
- Fernández, M. y Santos, A. (1983). La vegetación del litoral de Canarias, I. Arthrocnemetea. *Lazaroa*, 5, 143-155.
- Fernández-Cabrera, E., Pérez-Chacón, E., Cruz, N., Hernández-Cordero, A. y Hernández-Calvento, L. (2011). Consecuencias ambientales del crecimiento urbano-turístico en el sistema de dunas de Corralejo (Fuerteventura-Islas Canarias). En V. González y J.A. Marco (Eds.), *Urbanismo expansivo: de la utopía a la realidad* (pp. 241-252). Alicante: Universidad de Alicante.
- Fúster, J. M., Cendrero, A., Gastesi, P., Ibarrola, E. y López-Ruiz, J. (1968). *Geología y vulcanología de las Islas Canarias. Fuerteventura*. Madrid: Instituto Lucas Mallada.
- Gallardo, A. (2002). El Saladar de Jandía adquiere importancia mundial. *Majorensis: Revista Electrónica de Ciencia y Tecnología*, 1, 43-44.
- García-Romero, L., Pérez-Chacón, E., Hernández-Cordero, A.I. y Hernández-Calvento, L. (2014). Cartografía de la distribución espacial de la cobertura vegetal en sistemas arenosos áridos: análisis comparado de métodos aplicados en La Graciosa (Islas Canarias, España). En R. Cámara, B. Rodríguez y J.L. Muriel (Eds.), *Biogeografía de sistemas litorales. Dinámica y conservación* (pp. 21-26). Sevilla: Universidad de Sevilla.

- García-Romero, L., Hernández-Cordero, A.I., Fernández-Cabrera, E., Peña-Alonso, C., Hernández-Calvento, L. y 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.
- Hernández, A. I, Pérez-Chacón, E. y Hernández, L. (2014). Dinámica de la comunidad de *Tamarix Canariensis* en el campo de dunas de Maspalomas (Gran Canaria, Islas Canarias). En R. Cámara, B. Rodríguez y J.L. Muriel (Eds.), *Biogeografía de sistemas litorales. Dinámica y conservación* (pp. 15-19). Sevilla: Universidad de Sevilla.
- Hernández-Cordero, A. I., Pérez-Chacón, E. y Hernández-Calvento, L. (2015). Vegetation, distance to the coast, and aeolian geomorphic processes and landforms in a transgressive arid coastal dune system. *Physical Geography*, 36(1), 60-83. <https://doi.org/10.1080/02723646.2014.979097>
- Ibarrola, E., Fúster, J. M. y Cantagrel, J. M. (1989). Edades K-Ar de las rocas volcánicas submarinas en el sector norte del Complejo Basal de Fuerteventura. *Proceedings of the ESF Meeting on Canarian Volcanism* (pp. 124-128). Lanzarote: European Science Foundation – Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- Kirman, M. & Temerman, S. (2009). Coastal marsh response to historical and future sea-level acceleration. *Quaternary Science Reviews*, 28, 1801-1808. <https://dx.doi.org/10.1016/j.quascirev.2009.02.022>
- López, J. y López, A. (1979). El clima de Canarias según la clasificación de Köppen. *Estudios Geográficos*, 16(58), 5-21.
- Martín, V. E., Scholz, S. & Wildpret, W. (2009). Monitoring the invasive alien species on Fuerteventura (Canary Islands). En P. Pyšek & J. Pergl (Eds.), *Biological Invasions: Towards a Synthesis. Neobiota 8* (pp 135-152). Prague: Institute of Botanic, Academie of Sciences of the Czech Republic.
- Marzol, M. V. (1988). *La lluvia, un recurso natural para Canarias*. Sta. Cruz de Tenerife: Servicio de Publicaciones de la Caja General de Ahorros de Canarias.
- Marzol, M. V. (1993). Los factores atmosféricos y geográficos que definen el clima de archipiélago canario. En VV.AA., *Aportaciones en homenaje al profesor Luis Miguel Albentosa* (pp. 151-76). Tarragona: Diputación de Tarragona.
- Mcowen, C. J., Weatherdon, L. V., Van Bochove, J-W., Sullivan, E., Blyth, S., Zockler, C., ... & Fletcher, S. (2017). A global map of saltmarshes. *Biodiversity Data Journal*, 5, e11764. <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e11764>
- Ministerio de Medio Ambiente. (2006). *Estudio ecocartográfico del litoral de las islas de Fuerteventura y Lobos*. Madrid: Ediciones Tuomaï.
- Mora, J. L., Arbelo, C. D. y Rodríguez, A. (2009). Características de los suelos de las Islas Canarias en relación a la vegetación natural. En E. Beltrán, J. Afonso-Carrillo, A. García y O. Rodríguez (Eds.), *Homenaje al Prof. Dr. Wolfredo Wildpret de la Torre* (pp. 665-684). La Laguna: Instituto de Estudios Canarios.
- Pennings, S. C. & Bertness, M. D. (1999). Using latitudinal variation to examine effects of climate on coastal salt marsh pattern and process. *Current Topics in Wetland Biogeochemistry*, 3, 100-111.
- Pennings, S. C. & Callaway, R. M. (1992). Salt marsh plant zonation: The relative importance of competition and physical factors. *Ecology*, 73, 681-690. <https://doi.org/10.2307/1940774>
- Pérez-Chacón, E., Hernández-Calvento, L. y Yanes, A. (2007). Transformaciones humanas y sus consecuencias sobre los litorales de las islas Canarias. En R. Paris y S. Etienne (Eds.), *Les littoraux volcaniques: une approche environnementale* (pp. 173-191). Clermont-Ferrand: Presses-universitaires Blaise Pascal.
- Pomel, R. S., Miallier, P., Fain, J. & Sanzelle, S. (1985). Datation d'un sol brun-rouge calcifere par une coulee d'âge Würm ancien (51.000 B.P) à Fuerteventure (Iles Canarias). *Mediterranée*, 4, 59-67. <https://doi.org/10.3406/medit.1985.2336>
- Pye, K. & French, P. W. (1993). *Erosion and accretion processes on Brithish saltmarshes*. Vol. I. *Introduction: saltmarsh processes and morphology*. Cambridge: Environmental Research Consultants.
- Reyes-Betancort, J. A., Padrón, M. A., Guma, I. R., Santos, A. y Navarro, J. (2009). Sobre la presencia de la Clase Thero-Salicornietea en las Islas Canarias. *Lazarooa*, 30, 65-71.

- Rivas-Martínez, S., Díaz, T. E., Fernández-González, F., Izco, J., Loidi, J., Lousa, M. y Penas, A. (2002). Vascular plant communities of Spain and Portugal. *Itinera Geobotanica*, 15(1,2), 5-992.
- Rivas-Martínez, S. (2004). Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España. *Itinera Geobotanica*, 17, 5-436.
- Rodríguez, O., García, A. y Reyes, J. A. (2000). Estudio fitosociológico de la vegetación actual de Fuerteventura (Islas Canarias). *Vieraea: Folia scientiarum biologiarum canariensium* 28, 61-98.
- Rodríguez, O. (Ed.) (2005). *Patrimonio natural de la isla de Fuerteventura*. Tenerife: Cabildo de Fuerteventura - Centro de la Cultura Popular Canaria - Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial.
- Santos, A. y Fernández, M. (1984). Notas florísticas de las islas de Lanzarote y Fuerteventura (I. Canarias). *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 41(1), 167-174.
- Shepard, C. C., Crain, C. M. & Beck, M. W. (2011). The protective role of coastal marshes: a systematic review and meta-analysis. *PLoS ONE*, 6(11), e27374. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027374>
- Silliman, B. R., Grosholz, E. D. & Bertness, M. D. (2009). *Human Impacts on Salt Marshes: A Global Perspective*. Berkeley (California): University of California Press.
- Sunding, P. (1972). *The vegetation of Gran Canaria*. Oslo: Skr. Norske Vidensk-Akad. Oslo.

Cita bibliográfica: Roig-Munar, F. X., Pintó, J., Martín-Prieto, J. A. & Rodríguez-Perea, A. (2018). Evolución espacio temporal de las playas con Bandera Azul en las Islas Baleares (1987-2018), consecuencias en su mejora y recuperación morfológica. *Investigaciones Geográficas*, (70), 111-134. <https://doi.org/10.14198/INGEO2018.70.06>

Evolución espacio temporal de las playas con Bandera Azul en las Islas Baleares (1987-2018), consecuencias en su mejora y recuperación morfológica

Space-time evolution of the Blue Flag beaches in the Balearic Islands (1987-2018), consequences of improving them and their morphological recovery

Francesc Xavier Roig-Munar¹
Josep Pintó²
José Ángel Martín-Prieto³
Antonio Rodríguez-Perea⁴

Resumen

La condición de Bandera Azul en las playas urbanas o semiurbanas se viene otorgando desde finales del siglo XX con el objetivo de premiar normas de calidad ambiental en sistemas donde el medio ambiente se había visto reducido por la aplicación de medidas de planificación, ordenación y/o gestión que no incluían, en muchos casos, criterios geomorfológicos. El estudio analiza, mediante variables geoambientales, la evolución espacio-temporal de 20 playas de las islas Baleares distinguidas con la Bandera Azul entre 1987 y 2018, demostrando que el galardón, por sí mismo, no ha contribuido a la mejora geomorfológica de estos sistemas playa-duna. El uso de las variables permite analizar tendencias de cada playa para determinar medidas de gestión encaminadas a la recuperación del sistema a su explotación.

Palabras clave: islas Baleares; sistema playa-duna; evolución; Bandera Azul; gestión de playas; geomorfología.

Abstract

Since the end of the 20th century, urban or semi-urban beaches have been awarded the Blue Flag status to commend environmental quality standards in systems where the environment had been reduced due to the application of planning and/or management measures that did not include, in many cases, geomorphological criteria. The study analyses, the space-time evolution of 20 beaches of the Balearic Islands distinguished with the Blue Flag between 1987 and 2018 using geo-environmental variables, which proved that the award, by itself, has not contributed to the geomorphological improvement of these beach/dune systems. The use of the variables means that the trends of each beach can be analysed to determine management measures aimed at the recovery of the exploited system.

Keywords: Balearic Islands; beach/dune system; evolution; Blue Flag; beach management; geomorphology.

1 Consultor ambiental. Carrer Carritxaret, 18-6, 07749, Es Migjorn Gran, Menorca, Islas Baleares. Departamento de Geografía, Universitat de Girona, España. xiscoroig@gmail.com

2 Departamento de Geografía, Universitat de Girona, España. josep.pinto@udg.edu

3 Consultor ambiental. Carrer Carritxaret, 18-6, 07749, Es Migjorn Gran, Menorca, Islas Baleares. Departamento de Ciencias de la Tierra, Universitat de les Illes Balears, España. josean33@gmail.com

4 Departamento de Ciencias de la Tierra, Universitat de les Illes Balears, España. Arperea2@gmail.com

1. Introducción

La interacción de los factores ambientales en las áreas costeras da lugar a procesos que las transforman en zonas de alta fragilidad ambiental (Defeo *et al.*, 2009), y donde la conservación está directamente relacionada con su capacidad para adaptarse a los cambios dinámicos naturales (Cowell y Thon, 1994). La ocupación litoral ha alterado su dinámica natural, incrementando su fragilidad y causando modificaciones en su dinámica y evolución (Brown y McLachlan, 1990; Nordstrom, Lampe y Vandemark, 2000). El turismo de sol y playa, focalizado en playas y sistemas playa-duna, ha generado desajustes derivados de una implantación masiva, acelerada y desordenada (Vera, 1992). El litoral se ha desnaturalizado, artificializado y modificado en todos sus aspectos (Yepes, 2002), con una desatención sistemática a los procesos dinámicos y a sus valores geoambientales (Roig-Munar, Martín Prieto, Pintó, Rodríguez-Perea y Gelabert, 2018a), convirtiendo un recurso natural en un espacio de valor social y económico. Esta desnaturalización ha supuesto la degradación completa de la franja costera en playas urbanas y su dependencia de actuaciones continuadas de regeneración artificial y/o creación de infraestructuras para su estabilización (Rodríguez-Perea, Martín-Prieto y Servera, 2000; Obiol, 2003). Así los sistemas playa-duna se convierten en áreas de actividades recreativas, con el sector playa emergida como espacio principal (Micallef y Williams, 2009), y donde las funciones morfológicas de este sistema han sido marginadas y/o eliminadas, priorizando la inversión en las playas para producir elevadas tasas directas de rendimiento económico directo en relación con el gasto turístico (Houston, 2013).

1.1. El litoral como soporte turístico de las islas Baleares

Las características del modelo turístico de las islas Baleares hacen que este se circunscriba al ámbito litoral. La costa balear se caracteriza por una gran diversidad geomorfológica, pero sobre todo por un gran número de calas y playas, 325 playas en todo Baleares, según Roig-Munar y Comas-Lamarca (2005), que son la base de la industria turística insular. A pesar de que sobre estos sistemas gravita la economía insular, estos presentan importantes procesos de regresión debido a una incorrecta planificación, ordenación y gestión del conjunto sistema playa-duna (Pons y Garriga, 2016). A lo largo de los últimos 60 años, desde el inicio del desarrollo turístico, se han dado tres “booms” turísticos asociados al litoral (Rullán, 1999; Blázquez, Murray y Garau, 2002), arrojando como resultado desajustes entre el sistema natural y el sistema urbano asociado. El paisaje se transforma, el territorio se litoraliza (Rullán, 2001), y se construyen nuevos espacios turísticos, que conlleva una pérdida de identidad (González, 2003).

Las cuatro islas que integran el archipiélago balear comparten un modelo básico de ocupación y alteración del litoral, centrado en su franja paralela a la costa, con 4 escenarios costeros:

1. Mantenimiento de los núcleos tradicionales previos al “boom” turístico;
2. Superposición de nuevos espacios turísticos a los núcleos tradicionales;
3. Creación de nuevas áreas litorales emergentes básicamente turísticas y de servicios
4. Conservación y mantenimiento de áreas naturales litorales mediante la Ley 1/1991, de 30 de enero, de espacios naturales que declaró Áreas Naturales de Especial Interés (ANEI).

En los escenarios 2 y 3 se da una sobredimensión de la oferta de servicios en las playas, basada en un concepto estrictamente mecánico y estático del espacio litoral, obviando su dinamismo, su fragilidad y reduciendo su función a un espacio recaudatorio en período estival (Yepes, 2007), con la consecuente desaparición de sus valores geoambientales.

1.2. Indicadores de playas

Con el fin de establecer indicadores de playas, basados en aspectos físicos, biológicos, de planificación, de gestión y de usos, en las últimas décadas se han calculado parámetros para clasificar tipologías de playas que permiten el seguimiento y adaptación de estos a diferentes tipologías de playas como herramientas básicas diseñadas para alcanzar objetivos medioambientales del sistema (Sardá, Valls y Pintó, 2013). Existen diferentes parámetros para establecer índices de seguimiento y análisis de playas (Leatherman 1997; Morgan 1999; Tudor y Williams 2006; Laranjeira, 1999; Ariza, Sardá, Jimenez, Mora y Avila, 2008a; Roca y Villarés, 2008; Roig-Munar, Rodríguez-Perea, Martín-Prieto y Pons, 2009; Corbau, Simeoni, Melchiorre, Rodella, y Utizi, 2015; Peña-Alonso, Gallego-Fernández, Hernández-Calvento, Hernández-Cordero y Ariza, 2018; Semeoshenkova, Newton, Contin y Greggio, 2017; García Lozano, Pintó

y Daunis, 2018), con el objetivo de mejorar su gestión mediante el análisis de valores cuantitativos y/o cualitativos que pueden ser revisados y valorados a los largo de diferentes años, permitiendo establecer tendencias y analizar períodos espacio-temporales del conjunto de la playa.

Algunos autores creen que los sistemas de calidad estandarizados, con indicadores basados en parámetros de carácter antrópico, discriminan las playas menos utilizadas y más naturales, debido a sus estados de conservación y su falta de accesibilidad o servicios (Fraguell 1997). Existen galardones estándares de gestión e índices de calidad propugnados para la certificación de las playas (Williams y Morgan, 1995; Yepes, 2002, 2007; Fraguell, Martí y Pintó, 2013), siendo la Bandera Azul el galardón más popular.

1.3. Bandera Azul

La Bandera Azul es un galardón que se otorgó por primera vez en Francia en 1985, en playas en las que la calidad del agua era excelente y se respetaba el medio ambiente. El premio fue instaurado por la Fundación para la Educación Ambiental (FEA) y desarrollado a nivel internacional en 1987. Las playas con Bandera Azul confirman, a priori, la calidad del agua y de la zona costera, la seguridad de sus servicios e instalaciones, así como la educación ambiental. A nivel mundial, en el año 2018, 3.019 playas de 45 países poseen esta acreditación, y a pesar de su presencia internacional, la distribución geográfica es muy desequilibrada con un signo claramente eurocéntrico. La Bandera Azul es concedida a aquellas playas que los municipios lo solicitan voluntariamente, y en las que se han realizado esfuerzos de acondicionamiento y embellecimiento, es decir, las playas con más dotaciones turísticas y de servicios, con más seguridad, urbanizadas y publicitadas. Se trata generalmente de espacios turísticos maduros y consolidados que pretenden revertir el declive del ciclo de vida de los destinos de segunda generación (Vera y Baños, 2010). La apuesta por estas medidas responde a la necesidad de mejorar la imagen de los espacios litorales turísticos urbanos, y están encaminadas en su revalorización.

Según la FEA (2018), la etiqueta ecológica Bandera Azul no es estática, sino que intenta adaptarse a los cambios y nuevas exigencias del recurso frágil pero dinámico que es la costa, y centra su interés en la gestión del medio ambiente, promoviendo el cumplimiento de la normativa ambiental vigente, el desarrollo de un plan de gestión costero, la gestión responsable de residuos, la limpieza de la playa, el transporte sostenible y la calidad del agua. La etiqueta premia tanto la seguridad y la presencia de servicios, que tienen por objeto garantizar la comodidad y la seguridad de los bañistas, como la información y la educación ambiental respecto a la necesidad de proteger los ecosistemas en la zona costera. La etiqueta no evalúa las actividades ejercidas en la playa ni pretende proporcionar un modelo de gestión de playas de acuerdo con sus características ecológicas, sino que basa sus criterios de valoración en 5 áreas. Desde el año 2000 la campaña adopta unos nuevos criterios de concesión y hace obligatorios otros que anteriormente sólo eran recomendables como son los Planes de emergencia para accidentes y desastres ecológicos (FEA, 2002). La Bandera prima el buen mantenimiento y apariencia de los edificios y servicios de la playa, así como el cumplimiento de la Directiva Comunitaria de Aguas Residuales Urbanas. La mayor parte de los criterios son imperativos u obligatorios, lo que significa que una playa debe cumplirlos para ser galardonada. Otros criterios son de referencia o aconsejados, aunque su cumplimiento no sea obligatorio.

En la Tabla 1 se pueden observar los 25 criterios imperativos que se requieren para obtener la Bandera Azul (FEA, 2018), segmentados en 4 categorías: educación ambiental, calidad del agua, gestión ambiental y seguridad y servicios. Según estos segmentos y, en base a la normativa local, regional y estatal, podemos constatar que los criterios requeridos por la Bandera Azul se reducen al cumplimiento de la normativa existente, recogida por diferentes leyes u ordenanzas, aunque en muchas ocasiones la Bandera Azul exige un mayor cumplimiento que el requerido por la Ley en aspectos que suponen un esfuerzo económico por parte de los ayuntamientos, al tener que reforzar las plantillas y los servicios. Según la información contenida en la Tabla 1 estas 4 categorías son:

1. Educación ambiental: son 5 líneas de actuación que se centran en el entorno playa emergida, incidiendo en la exposición pública de la normativa que afecta a la playa y en la publicitación del distintivo Bandera Azul en período estival. En este punto se denota un exceso de cartelería en la que se expone dicha normativa, así como una demanda de información circunscrita al sector de playa emergida. Destacar que el quinto punto es el que verdaderamente se centra de forma más específica en la educación ambiental, mientras que los 4 primeros son de carácter pasivo sin incidencia en el sistema.

Tabla 1. Criterios imperativos requeridos para obtener la Bandera Azul

Criterios imperativos requeridos para obtener la Bandera Azul (FEA, 2018)	
Educación ambiental	1. Exposición pública de información referente a los ecosistemas litorales, espacios naturales sensibles y especies protegidas de la zona costera.
	2. Exposición pública de información actualizada sobre la calidad de las aguas de baño.
	3. Exposición pública de información sobre la Campaña Bandera Azul.
	4. Las ordenanzas municipales y el código de conducta de playa deben ser fácilmente accesibles al público y estar a disposición cuando sean solicitadas.
	5. El Ayuntamiento debe demostrar que ofrecen al público, mínimo, cinco actividades de información y educación ambiental.
Calidad del agua	6. Cumplimiento de los requisitos y estándares de una calidad excelente de las aguas de baño.
	7. Ausencia de vertidos industriales, de aguas residuales y sustancias contaminantes o basuras no incluidas en la Directiva 91/271/CEE que puedan afectar así a la playa o su entorno.
	8. Medidas de control del estado ambiental de las praderas marinas próximas a la playa.
	9. Las algas y restos de vegetación en la playa no deberán recogerse en la medida en que su acumulación y podredumbre no resulten claramente molestas e insalubres.
Gestión Ambiental	10. Debe constituirse un Comité de Gestión de la Playa, responsable de la puesta en marcha y seguimiento de los métodos y actividades de gestión ambiental del sistema, así como del desarrollo de inspecciones o auditorías ambientales de las instalaciones de la playa.
	11. El municipio debe contar con un Plan de desarrollo y ordenación del litoral. El Plan debe respetar la normativa vigente en materia de ordenación del territorio y protección del litoral. La playa debe cumplir con toda la normativa aplicable en ella.
	12. Correcta instalación, mantenimiento y vaciado regular de un número adecuado de papeleras y contenedores.
	13. Existir en la playa o en su entorno contenedores o infraestructuras para la recogida selectiva de residuos.
	14. Existencia de sanitarios adecuados y limpios, sin vertidos incontrolados o ilegales de sus aguas residuales.
	15. En la playa no se permite el camping ni la circulación o estacionamiento de vehículos no autorizados o los vertidos de basuras.
Seguridad y servicios	16. Prohibición-control de animales domésticos en la playa. Las ordenanzas locales referentes a la limitación de perros, caballos y otros animales domésticos en la playa deben ser estrictamente respetadas y su acceso o actividad rigurosamente controlados.
	17. Buen mantenimiento y apariencia de los edificios y servicios de la playa.
	18. Presencia de socorristas titulados y contratados en temporada de baño y/o equipo de salvamento adecuado y claramente señalizado en la playa, incluyendo instrucciones sobre su modo de empleo, así como acceso inmediato a teléfono público.
	19. Equipo de primeros auxilios en la playa, fácilmente identificable y accesible.
	20. Señalización-control de zonas específicas para actividades incompatibles con el baño. Si existen espacios protegidos en el área circundante a la playa, deberán adoptarse las medidas necesarias para evitar que sean dañados como consecuencia de actividades.
	21. Planes de emergencia locales y/o regionales con los que hacer frente a accidentes o desastres ecológicos.
	22. Accesos fáciles y seguros.
	23. El área de la playa debe estar vigilada (no aplicable en España).
	24. Una de las playas municipales con Bandera Azul, como mínimo, debe poseer rampas de acceso y sanitarios para personas con discapacidad, excepto en aquellos casos en que la topografía claramente no lo permita.
	25. Exposición de un mapa de la playa indicando la ubicación de las diferentes instalaciones y servicios.

Fuente: FEA (2018). Elaboración propia

2. Calidad del agua: también son 5 líneas de actuación que se centran en la calidad del agua, concretamente los puntos 6 y 7, líneas de obligado cumplimiento independientemente de obtener la Bandera Azul. También destaca el parámetro 8, medidas de control de la calidad de las praderas de fanerógamas, que depende de las administraciones superiores a los ayuntamientos. La propuesta 9 es

poco detallada y ambigua para establecer los mecanismos de retirada de estas una vez depositadas en la zona de batida del oleaje. Así mismo se solicita la constitución de un Comité de Gestión de la Playa con carácter municipal.

3. Gestión ambiental: la gestión ambiental cuenta con 7 criterios requeridos, de los cuales destacan los referidos a ordenación territorial y el mantenimiento de edificios, mientras que los 5 restantes se focalizan en la dotación y mantenimiento de servicios. El término gestión ambiental se centra en aspectos propiamente de servicios urbanos, destacando la falta de criterios por lo que respecta a la mejora del paisaje, la retención de arena, la recuperación de morfologías y la vegetación de playa o aspectos de la playa sumergida. Estos requisitos no plantean la creación de indicadores de seguimiento,
4. Seguridad y servicios: esta categoría, con 8 criterios requeridos, se centra en aspectos relativos al socorrismo, como son los puntos 17 y 18, la seguridad de los bañistas ante otras actividades recreativas y la existencia de rampas de accesos o planes de emergencia.

En la Tabla 2 observamos los criterios que sirven como guía o referencia, y que son propuestos por la FEA (2018), entre los que destaca el punto 26 que debería ser de obligado cumplimiento en todos los sistemas. El resto de criterios se dejan abiertos para que sean los ayuntamientos quienes decidan su aplicación.

Tabla 2. Criterios guía requeridos para obtener la Bandera Azul

Criterios guía requeridos para obtener la Bandera Azul (FEA, 2018)	
Criterios guía	26. Medidas de control de la buena salud ambiental de los arrecifes de coral próximos a la playa.
	27. El municipio debe cumplir los requisitos establecidos para el tratamiento y posterior vertido de las aguas residuales urbanas producidas en sus aglomeraciones urbanas.
	28. Promoción de la utilización de medios de transporte sostenibles alternativos al vehículo privado en el área de la playa, tales como la bicicleta, el acceso a pie o el transporte público.
	29. Existencia, al menos, de un punto de agua potable en la playa.

Fuente: FEA (2018). Elaboración propia

Uno de los mayores méritos atribuidos a la campaña Bandera Azul es la introducción de la conciencia ambiental, que condujo a la creación de etiquetas de calidad e inició un proceso de reflexión sobre la gestión de los recursos turísticos costeros, ofreciendo a los usuarios la seguridad de que la playa era óptima para el baño (Fraguell *et al.*, 2013). Estos criterios eran acordes con el estado en que se encontraban las playas urbanas en la década de los años 80 y 90, pero actualmente estos criterios no han evolucionado hacia la mejora real del sistema playa-duna. Se aprecia una falta de exigencia más estricta en áreas clave como es la gestión integrada, sin que se fomente la mejora continua del sistema conforme a las características específicas de cada playa, ni la creación de criterios amplios y evaluables y con seguimiento anual. La aplicación de este programa genera contradicciones, ya que sus imperativos implican un esfuerzo económico por parte de los municipios que lo solicitan, y supone equipar las playas con los servicios requeridos por la FEA, lo que conlleva al incremento de servicios, y por ende, mayor impacto paisajístico, así como la reducción de espacio libre disponible. Así mismo una única playa, como sistema morfológico, puede obtener diferentes banderas, ya sea porque esta pertenece a dos administraciones, como es el caso de cala Millor (Mallorca), que pertenece a los municipios de Son Servera y Manacor, o bien por estar la misma unidad de playa sectorializada y confinada por espigones, como Mar Bella y Nova Bella (Barcelona).

Según Torres (2000), en ocasiones la ausencia de Bandera Azul en aquellas playas que solicitaron el galardón puede deberse a simples hechos naturales o de mejora del entorno que en el momento de la inspección fueron suficientes para no otorgarlas, hechos como que la playa padeciese una llegada de restos de *Posidonia oceánica*, que existieran obras de mejora, o bien que se efectuase una regeneración artificial. Según Fraguell, Martí, Pintó y Coenders (2015), la acreditación Bandera Azul supone la habilitación de destinos que recuperan el prestigio perdido y proyectan, especialmente para el mercado externo, una mejor imagen de las playas que cumplen los estos estándares de calidad (Tabla 1 y 2). En muchas ocasiones, más que la propia playa, lo que prima es la promoción turística de los espacios urbanos adyacentes (Torres, 2000). Ariza, Jiménez y Sardà (2008b) consideran que esta etiqueta está diseñada principalmente para las playas recreativas que ofrecen servicios a los usuarios, y para la mayoría de municipios que siguen las directrices de gestión recomendadas por el galardón, ya que este premio es percibido por los usuarios como

un índice de calidad de la playa. Nelson, Morgan, Williams y Wood (2000) consideran que el premio no evalúa los problemas ambientales de las playas, ya que a menudo implican la explotación de los servicios que genera una artificialidad del espacio, aún así este espacio sigue siendo el más demandado e incluso máspreciado por los municipios españoles (Fraguell *et al.*, 2013), con una escasa presencia de otras certificaciones adaptadas a las playas (Valls, Rucabado y Sardà, 2013). A pesar de las supuestas bondades del galardón, este es criticado por ignorar la calidad geoambiental de las playas galardonadas, ya que según algunos autores no respetan el entorno natural (Buckley, 2002), no suponiendo una respuesta de las autoridades públicas ante los problemas que suelen surgir en playas con mucha presión antrópica (Blázquez *et al.* 2002). Según McKenna, Williams y Cooper (2011), los premios que distinguen las playas juegan un papel importante en la atracción de turistas y el distintivo Bandera Azul se percibe como un símbolo de calidad, y los gerentes de estos espacios no están haciendo un uso óptimo de esta etiqueta, si no que la utilizan para aumentar el número de visitantes. Nelson y Botterill (2002) sostienen que la Bandera Azul es, con gran diferencia, el galardón más conocido por parte de los usuarios de entre todos los sistemas distintivos de calidad en playas, aunque desconocen su significado real. Algunos autores consideran que la Bandera Azul inspira confianza y genera una amplia cobertura mediática (Kozak y Nield, 2004; Nelson *et al.*, 2000). Valls *et al.*, (2013) argumentan que la industria turística emplea etiquetas ecológicas como marcas o logotipos ambientales, mientras que Font y Tribe (2001) y Fairweather, Maslin y Simmons (2005) indican que el gran número de etiquetas, con más de 70 en Europa, conlleva a la confusión.

Fraguell (1997) analizó playas con y sin bandera describiendo la etiqueta como una herramienta para definir playas de primera y playas de segunda. Blázquez *et al.*, (2002) realizaron un indicador de Banderas Azules en Baleares, concluyendo que esta no implicaba calidad de playas. Posteriormente Mir-Gual, Pons, Martín-Prieto y Rodríguez-Perea (2015a) analizaron la tipología de las playas con Banderas Azules en España, concluyendo que estas se fundamentaban en playas urbanas con elevados índices de servicios. Fraguell *et al.* (2015) analizaron la evolución de las Banderas Azules en España y su relación con destinos turísticos maduros. Posteriormente Roig-Munar, Fraile-Jurado y Peña-Alonso (2018b) en un análisis de las playas con Bandera Azul en las islas Baleares y en las islas Canarias, demostraron que las valoraciones de playas priorizan la privatización del espacio público.

1.4. Hipótesis y objetivos

La hipótesis de esta investigación se centra en que en la mayoría de las playas con Bandera Azul (1987-2018) este galardón no ha contribuido, por sí mismo, a la mejora de la gestión ambiental de la playa, a su recuperación ni a su restauración geoambiental, hecho que puede conducir a un error en cuanto al concepto de playas sostenibles versus la realidad que valora la Bandera Azul. El objetivo del trabajo es demostrar, mediante un análisis espacio temporal, qué ha supuesto, a nivel geoambiental, la Bandera Azul según los criterios establecidos por FEA (1998; 2002; 2018), así como aportar parámetros geoambientales para su posible incorporación a unos nuevos criterios de valoración del galardón.

2. Metodología

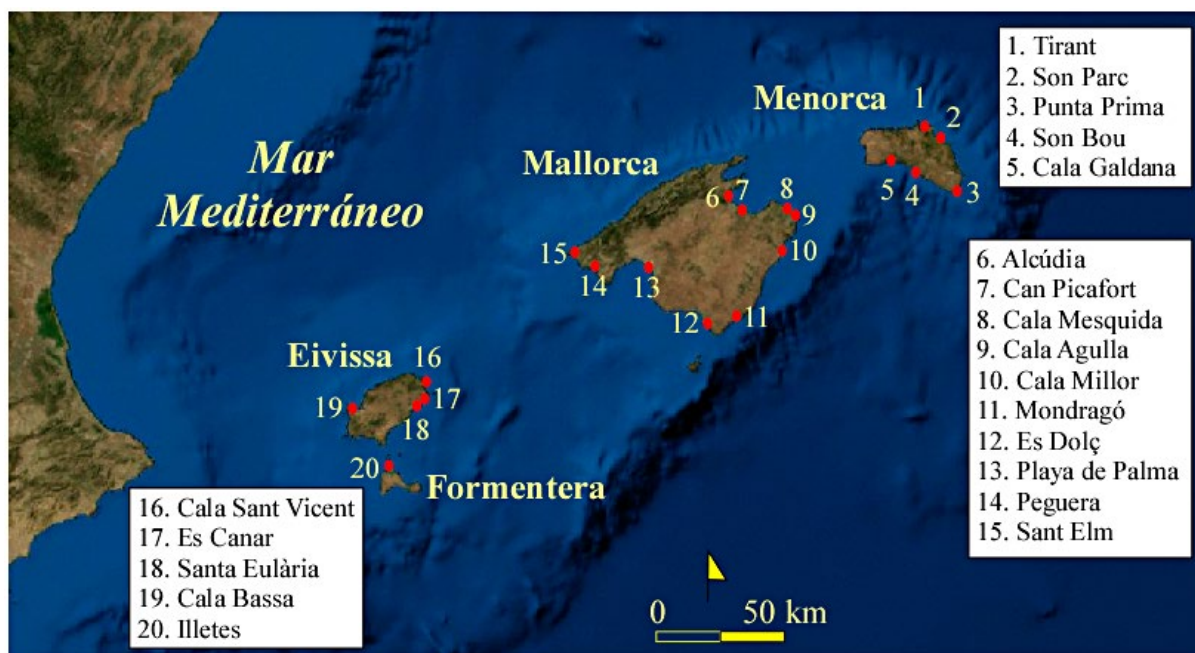
Para este análisis se ha seguido la siguiente metodología:

1. Análisis descriptivo en la evolución de la Bandera Azul a nivel estatal (1987-2018) por comunidades autónomas y por franjas costeras de cara a establecer el marco de la aplicación de este galardón.
2. Análisis descriptivo en la evolución del galardón de la Bandera Azul en las islas Baleares (1987-2018).
3. Análisis espacio temporal de 20 playas de las islas Baleares (Figura 1). Las 20 unidades escogidas son sistemas playa-duna que, o bien han desaparecido o bien pueden ser potencialmente recuperados. Debido a que no todas las playas aplicaron a la vez la Bandera Azul desde su inicio, ni todas las playas han presentado continuidad en el galardón, se seleccionan playas que han tenido Bandera Azul en la década 1987-1997 y que en las décadas 2000-2018 obtuvieron el galardón en algún año, permitiendo de este modo poder escoger 20 unidades de análisis y comparar la evolución del sistema e incluso una vez descartado este galardón. Se han tomado como años de referencia para el análisis 1987, 1996, 2006 y 2017.

Se han escogido 20 playas de las islas Baleares (Figura 1): 10 en la isla de Mallorca (Ma), 5 en la isla de Menorca (Me), y 5 en las islas Pitiüses, 4 en Eivissa (Ei) y 1 en Formentera (Fo). En la Tabla 3 podemos

observar el código asignado a cada playa, si estas son playas urbanas sin ninguna figura de protección (N), si disponen de la figura de protección ANEI (A) o Parque Natural (P), y la tipología de playas (TP) según la clasificación realizada por Roig-Munar y Comas-Lamarca (2005) en las islas Baleares. Dicha clasificación definía las playas A1 como playas eminentemente urbanas, playas A2 que correspondía a playas urbanas con algunos valores geoambientales, playas Ba que corresponden a playas naturales con ciertos servicios o playas B, con todos sus valores ambientales en buen estado de conservación y ubicadas en espacios Naturales.

Figura 1. Localización de las 20 playas analizadas



Elaboración propia

Tabla 3. Códigos de las 20 playas analizadas, figura de protección y tipología de playa

Unidad	Código	FP	TP	Unidad	Código	FP	TP
Platja Palma	PP	N	A1	Cala Galdana	CG	N	A1
C. Mesquida	CQ	A	A2	Son Bou	SB	A	A2
Peguera	PG	N	A1	Punta Prima	PT	N	A1
Alcudia	AL	N	A1	Son Parc	SP	A	A2
Mondragó	MT	P	Ba	Tirant	TR	A	Ba
Sant Elm	SE	N	A1	Sta Eulàlia	EU	N	A1
es Dolç	DÇ	N	A1	St Vicent	VÇ	N	A1
Cala Millor	CM	N	A1	es Canar	EC	N	A2
Cala Agulla	CA	A	Ba	Cala Bassa	BS	A	Ba
Can Picafort	CP	N	A1	Illetes	IL	P	B

Elaboración propia

Para realizar un análisis espacio-temporal se han escogido 12 variables cualitativas (Tabla 4) referentes al estado de conservación y/o artificialización, de uso y gestión de cada unidad, variables que afectan directa o indirectamente al estado del conjunto del sistema playa-duna (Roig-Munar y Comas-Lamarca, 2005; Mir-Gual *et al.*, 2015a; Corbau *et al.*, 2015; Peña-Alonso, Fraile-Jurado, Hernández-Calvento, Pérez-Chacón y Ariza, 2017; Roig-Munar *et al.*, 2018b).

Tabla 4. Variables utilizadas en el análisis espacio-temporal de las 20 playas analizadas. Ma: Muy Alta; A: Alta; M: Media; B: Baja; N: Nula

N	Variables	Código	VALORES				
			1	2	3	4	5
1	Espigones, puerto deportivo, regeneraciones	PE	Si	No			
2	Urbanización sistema dunar	US	25	50	75	100	
3	Estado de las dunas	ED	1	2	3	4	5
4	Limpieza mecánica y retirada <i>Posidonia</i>	NM	Si	No			
5	Distancia centros hoteleros	DH	0	2	4	6	>5
6	Distancia aparcamientos	DA	0	0,5	1	2	
7	Figuras de Protección	FP	1	2	3		
8	Medidas de gestión sostenibles	MG	Si	No			
9	Tipo de playa	TP	A	B	C		
10	Frecuentación	FQ	MA	A	M	B	
11	Equipamientos de playa	EP	MA	A	M	B	N
12	Trasporte público	TP	Si	No			

Elaboración propia

Estas 12 variables analizan la afectación geoambiental al sistema playa-duna, especialmente en sus sectores de fragilidad, y que determinan la estabilidad del sistema (Hesp, 2002; Peña-Alonso *et al.*, 2017, 2018; Roig-Munar *et al.*, 2018a), siendo variables de uso y variables de gestión que pueden afectar de forma positiva o de forma negativa al sistema en su conjunto, así como su potencial de recuperación, diferenciando:

- Variables que afectan a la zona sumergida y emergida de playas, a nivel geomorfológico, y favoreciendo la artificialización del medio e incluso en algunos casos su rigidización y erosión, como son la presencia de espigones, la presencia de puertos deportivos o la regeneración artificial de playas (PE), siendo valores de presencia y ausencia. Se trata de medidas que afectan de forma regresiva las playas y de forma significativa los sectores del sistema playa-duna sumergido (Rodríguez-Perea *et al.*, 2000).
- Variables sobre la afectación a los sistemas naturales emergidos como son la urbanización del sistema dunar (US), en porcentajes de ocupación (Tabla 3), y el estado de las morfologías dunares (ED), según la clasificación morfoecológica de los 5 estadios de Hesp (2002), y que representan indicadores de naturalidad del sistema playa-duna e incluso de su recuperación (García-Mora, Gallego-Fernández, Williams y García-Novo, 2001).
- Variables que hacen referencia a gestiones que afectan de forma regresiva el sistema playa y sistema dunar delantero, como la limpieza mecanizada y la retirada de *Posidonia oceánica* sobre la zona de *swach* (NM), y que no favorecen la recuperación del sistema (Schlacher y Thompson, 2008). El grado de frecuentación de playa (FQ), el grado de ocupación de servicios (EP), de valores alta a bajo, y la posibilidad del uso de transporte público (TP), como indicadores de presión sobre el sistema (Simeone, Palombo y Guala, 2012).
- Variables de ordenación y planificación como la distancia a centros hoteleros y la distancia a aparcamientos (DH y DA respectivamente), en valores de Km, que condicionan la naturalidad del sistema asociado a la frecuentación (Peña-Alonso *et al.*, 2017). Tipología de playas (TP) según los estudios realizados para la clasificación de playas en las islas Baleares (Roig-Munar y Comas-Lamarca, 2005; Petrus, Grimalt, Sanz y Genovart, 2012).
- Variables referentes a figuras de protección legislativas (FP) que afectan a algunas playas (Parques Naturales o ANEI), y variables referentes a medidas de gestión sostenibles (MG) aplicadas en aras de su recuperación morfológica del conjunto del sistema playa alta y sistema dunar (Ley, Gallego-Fernández y Vidal, 2007).

Figura 2. Algunos ejemplos de las 20 playas analizadas



A) Cala Galdana; B) Es Canar; C) Cala Bassa; D) Cala Tirant; E) Son Bou; F) Illetes

Fotografías de los autores

En la Figura 2 podemos observar algunos ejemplos de las 20 playas analizadas en este trabajo, y en base a sus características geoambientales, de ordenación y gestión nos han servido para realizar la selección de las 12 variables utilizadas en el trabajo (Tabla 4). Estas playas reflejan y sintetizan la diversidad de las playas con Bandera Azul de las islas Baleares. En la Figura 2a representa la tipología de playas urbanas, Gala Galdana (CG) que ha perdido todos sus valores geoambientales y que podría ser susceptible de recuperar parcialmente su frente dunar mediante medidas de deconstrucción y retranqueo de su paseo marítimo (Morales-Matos y Santana-Santana, 1993), y posteriormente la aplicación de medidas de retención sedimentaria. En la Figura 2b, es Canar (EC), apreciamos la erradicación del sistema dunar

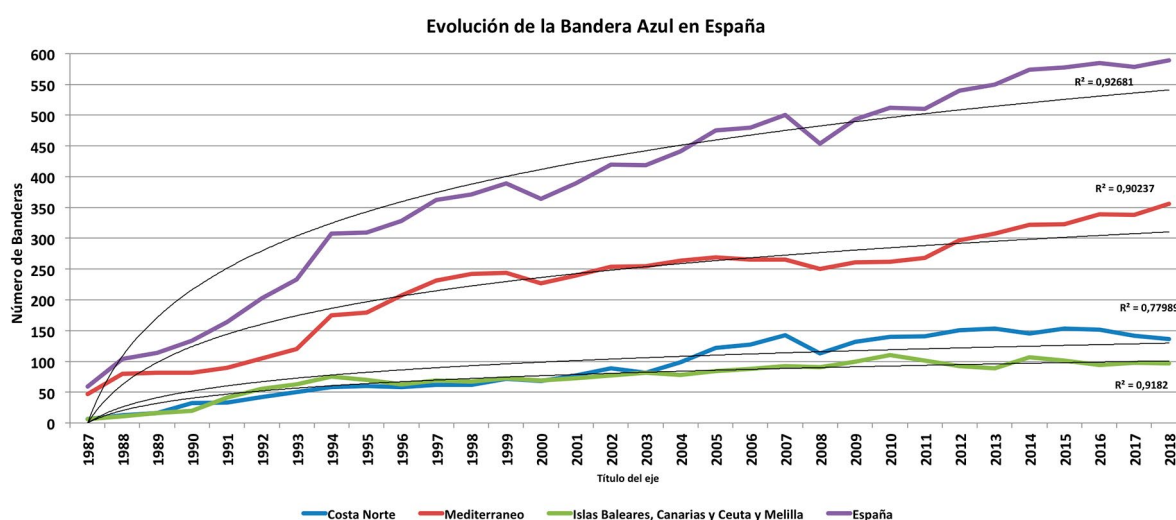
y su sustitución por ajardinamiento, donde resultaría sencilla la recuperación de su frente asociado a la playa alta. De la Figura 2c se desprende la ocupación del sistema dunar cala Bassa (BS), ubicada dentro de una ANEI, con un sistema dunar replantado (Mayol, 2006) y posteriormente confinado por una estructura rígida y a la construcción de servicios de obra sobre el sistema dunar. En este caso es factible su renaturalización completa como sistema playa-duna mediante la deconstrucción. En la Figura 2d observamos el sistema playa-duna de Tirant (TR) ubicado en una ANEI y con importantes procesos erosivos de carácter regresivo en su sistema dunar delantero, asociados a una falta de gestión de tipo continuista y con criterios sostenibles (Mir-Gual, Pons, Delgado-Fernández, Gelabert, Martín-Prieto y Rodríguez-Perea, 2015b; Pons y Garriga, 2016; Garriga, Martín-Prieto, Roig-Munar y Rodríguez-Perea 2017). En la Figura 2e observamos el sistema playa-duna de Son Bou (SB) ubicado en una ANEI y con un sistema dunar delantero recientemente recuperado mediante medidas de gestión sostenibles aplicadas por el Ministerio de Medio Ambiente, y la Figura 2d el sistema de Illetes (IL) ubicado dentro del Parque Natural de Ses Salines d'Eivissa y Formentera y que fue objeto de un ambicioso proyecto de recuperación y reordenación del sistema playa-duna en la década del 1990 (Servera, 1997).

3. Resultados

3.1. Análisis descriptivo de la evolución de la Bandera Azul a nivel estatal (1987-2018)

A partir de datos de playas con Bandera Azul otorgadas entre 1987 y 2018 (FEA) se describe su evolución a nivel estatal, donde se pueden identificar las tendencias relacionadas con el número de Bandera Azul en diferentes zonas de España, y asociadas a la explotación turística de playas. Los datos representados se basan en el número de banderas otorgadas por comunidades autónomas y para el conjunto del estado. Hemos diferenciado dos formas de representar los datos para su mejor lectura, por una parte se han representado los datos de banderas para el conjunto de España y por otra parte se representan en tres agrupaciones territoriales; costa Norte, donde se encuentran Galicia, Asturias, País Vasco y Cantabria, y donde los sistemas litorales, especialmente las playas, empiezan a ser considerados como un producto turístico productivo (López-Bedoya y Pérez-Alberti, 2006; Flor, Flor-Blanco y Flores-Soriano, 2014), costa Mediterránea incluyendo todas las provincias de Andalucía, mediterráneas y atlánticas, para dar una visión territorial de la política de gestión de Banderas Azules en esta comunidad autónoma, y los territorios insulares de islas Canarias, islas Baleares y las dos ciudades autónomas de Ceuta y Melilla.

Figura 3. Evolución de la Bandera Azul en España y en zonas litorales (1987-2018)



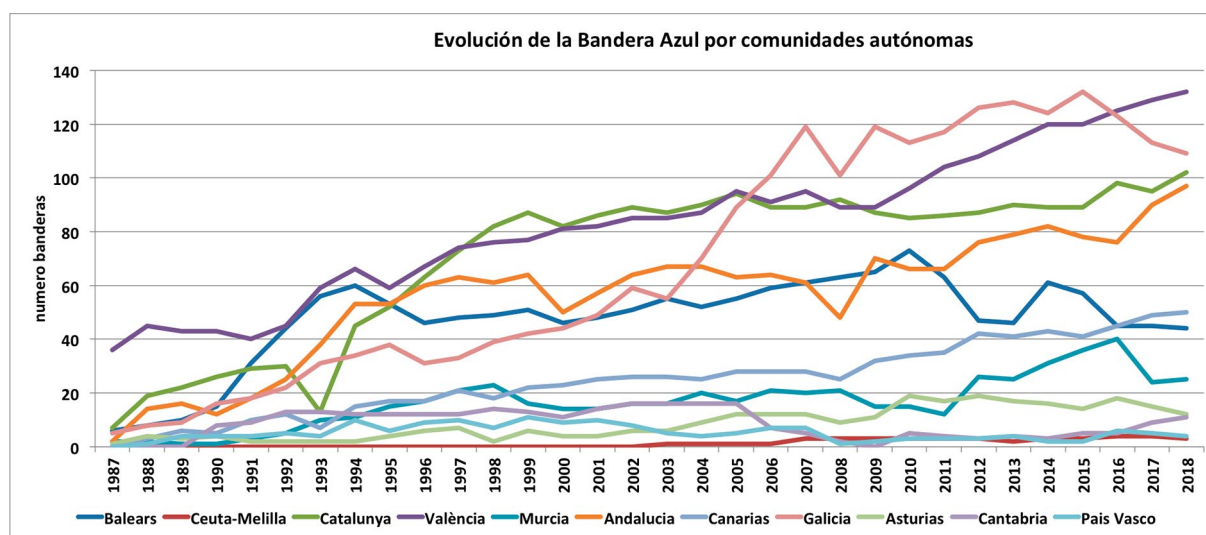
Fuente: FEA (2018). Elaboración propia

A nivel general España aumentó de 57 Banderas en 1987 a 589 Banderas en 2018, con una clara tendencia al alza. En la Figura 3 podemos observar como la tendencia en el conjunto del estado, e incluso de las tres regiones agrupadas, presenta una evolución de crecimiento desde 1987 hasta 2018, con un valor medio de sus rectas de regresión de R^2 del 0,85, indicando que las líneas trazadas presentan un buen

ajuste de la línea en relación con los datos evolutivos. Dentro de esta evolución, y por territorios, destacamos los repuntes de las provincias del Mediterráneo, con incrementos significativos entre 1987 y 1999, pasando de 47 banderas a 244 en su fase de implementación, y que permiten marcar la tendencia a nivel estatal. Observamos cómo esta tendencia sigue una alza hasta la crisis de 2008, con 265 galardones, y con una posterior bajada en número de banderas otorgadas, y un posterior repunte moderado al alza hasta 2018, con 356 banderas, atribuible a la supuesta recuperación económica a nivel estatal.

La tendencia de las regiones de la costa Norte presenta menor incremento en la primera fase de implementación, pasando de 6 banderas en 1987 a 143 en 2007, también afectadas por la crisis económica con una bajada a 113 banderas en 2009, para entrar en una fase de mantenimiento con cierta alza hasta 2015 con 153 banderas. Posteriormente la tendencia a nivel general es la disminución de banderas en las playas del Norte, muy condicionada por los valores a la baja de Galicia y Asturias (Figura 4), con un total de 136 banderas en 2018. La tendencia de las banderas en las islas presenta un momento de auge entre 1987 y 1994, pasando de 6 a 75 banderas, para posteriormente pasar a una fase de crecimiento moderado hasta 2010, llegando a 110 banderas, y con una bajada significativa hasta 2013 con 87 banderas, y un pequeño repunte en 2014 con 107, con una tendencia, hasta 2018, a la baja por lo que respecta a las banderas otorgadas.

Figura 4. Evolución de la Bandera Azul por comunidades autónomas (1987-2018)



Fuente: FEA (2018). Elaboración propia

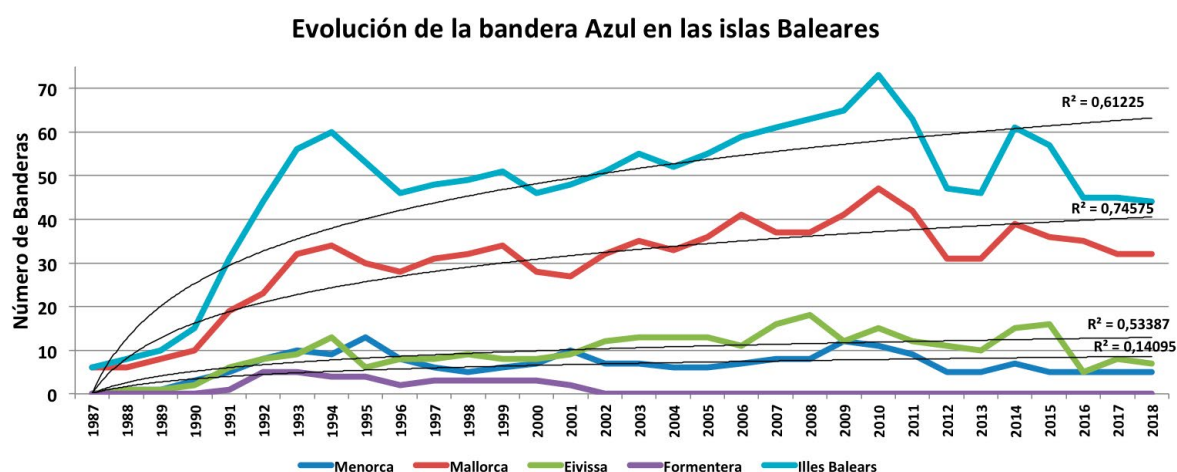
En la Figura 4 observamos la evolución de las Banderas Azules en las 10 comunidades autónomas litorales y las dos ciudades autónomas de Ceuta y Melilla. La implementación de la Bandera, entre 1987 y 1990 no es homogénea en todas las comunidades autónomas, destacando un auge de Banderas hasta el año 1994, especialmente en la comunidad de Andalucía, Valencia e islas Baleares, destaca en este incremento Cataluña con un período de crecimiento interrumpido en 1993 y una importante bajada en 1993, y posterior repunte en 1994 hasta 1999. La Comunidad Valenciana adoptó rápidamente la bandera encabezando la lista premiada de 1987 a 1997, mientras que Cataluña adoptó estrategias similares con el fin de competir por la calidad de las playas, y encabezó la lista de 1998 y 2004, aunque muchas de las playas catalanas abandonaron la campaña más adelante. Andalucía muestra un patrón de comportamiento irregular y carece de una política continuista asociada a la Bandera Azul, presentando altos y bajos a lo largo del período analizado. En este período inicial el resto de comunidades presentan patrones de incremento moderado. Entre 1995 y 2000 se dan bajadas significativas en la obtención de banderas, especialmente en las islas Baleares y Andalucía. Galicia se unió a la campaña de forma gradual (1987-2000), iniciando un período de rápido crecimiento en el año 2003, encabezando la lista de regiones con Bandera Azul en 2006, con 199 banderas, y con una posición que se ha mantenido hasta el 2015, con una posterior bajada. Cantabria obtuvo y mantuvo sus Banderas Azules desde el inicio de la campaña hasta 2005, para luego abandonar de forma rápida el galardón hasta 2018, volviendo a presentar una tendencia al alza. A pesar de la política de abandono en algunas zonas costeras, la mayor concentración de playas con Bandera Azul

todavía se encuentra en los destinos turísticos maduros y de larga duración, como las Islas Baleares, Cataluña y la Comunidad Valenciana. Con la crisis económica, y debido a los requisitos exigidos asociados a la concesión de Bandera Azul (Tabla 1), y que en muchas ocasiones exigen esfuerzos económicos superiores a los que marcan la legislación regional o estatal, son muchos los municipios que optan por no renovar la concesión, dándose una bajada significativa en el año 2008, siguiendo el mismo patrón a nivel estatal que se observa en la Figura 3, fuertemente incrementado a partir de 2011 hasta 2014. A partir de 2015 se dan dos tendencias generalizadas, por una parte el incrementando de forma considerable de banderas en las comunidades de Valencia, Cataluña, Andalucía, Canarias y Cantabria, mientras que Baleares, Galicia, Asturias y Murcia presentan una tendencia a la no renovación del galardón.

3.2. Evolución de banderas en las islas Baleares

La evolución de las islas Baleares por lo que respecta a la obtención de Banderas Azules presentó una implementación de forma progresiva entre 1990 y 1994, pasando de 15 a 60 banderas, mostrando la isla de Mallorca un patrón que condiciona la evolución balear (Figura 5). En la Figura 5 observamos que los valores de la tendencia, a nivel de las islas Baleares, son de $R^2 = 0,61$, mostrando un valor bajo por lo que respecta a su ajuste a los valores evolutivos de la serie. El valor medio de la tendencia en el conjunto de todas las islas es de 0,41, demostrando que la obtención de banderas a nivel balear no presentan una tendencia homogénea que se ajuste a una línea en relación a los datos entre 1987 y 2018, como podemos observar en las diferentes evoluciones de la Figura 5, por tanto no hay una política clara en la solicitud de este galardón, muy condicionado en ocasiones por el color del partido político que gobierna o por las presiones del sector hotelero para intentar revalorizar la zona turística.

Figura 5. Evolución de la Bandera Azul en las islas baleares (1987-2018)



Fuente: FEA (2018). Elaboración propia

Entre 1995 y 1996 se observa una caída de banderas pasando de 60 a 46 banderas, aunque poco después siguieron una tendencia al alza hasta el año 2010, con el máximo balear de 73 banderas, posiblemente relacionado con los planes de embellecimiento o reconversión de zonas turísticas maduras (Vera y Baños, 2010; Artigues y Blázquez, 2012). En el 2011 la crisis económica hizo que muchos ayuntamientos no se interesasen por la renovación de este galardón, pasando a 43 banderas en 2013, invirtiendo su tendencia, ya que muchas playas de Baleares no han renovado su acreditación. El 2014 destaca un repunte generalizado en las islas de Mallorca e Eivissa para retomar años después una tendencia a la baja que se justifica con el abandono de este galardón por muchos ayuntamientos y la apuesta por otras figuras de certificación ambiental como la Q de calidad o las ISO 14001 y 9001, la EMAS de playas (Valls *et al.*, 2013), o bien la apuesta por gestiones de carácter sostenible (Ley *et al.*, 2007) sin estar adscritas a certificados. A pesar de este cambio en las certificaciones son muchos los ayuntamientos que conservan la Bandera Azul por ser este galardón el más identificado por la población como una certificación ambiental de playas (Valls *et al.*, 2013).

La evolución por islas, destaca Mallorca (Figura 5), donde el número total de banderas ha ido aumentando progresivamente hasta el año 2010, especialmente en los municipios turísticos más importantes y en destinos maduros. En el caso de Menorca se aprecia un importante auge para luego seguir con tendencias de altos y bajos siguiendo el modelo de Mallorca, y focalizadas en playas eminentemente urbanas de la isla, aunque destacan algunas playas con grados de naturalidad importantes y ubicadas en ANEI (Figura 2). En el año 2009 algunos municipios optan por abandonar después de la crisis económica el galardón y focalizar sus esfuerzos a otras medidas más reales y continuistas durante todo el año, como es el caso de Ciutadella que opta por las certificaciones de ISO 14001, dejando de renovar sus 6 playas con Bandera Azul y priorizando la gestión y el seguimiento con carácter multianual.

El caso de las Pitiüses hay que destacar Formentera, la más tardía en la incorporación de la Bandera Azul y que en 2002 decidió apostar por sus playas como recurso natural sin aplicación de etiquetas ambientales. La isla de Eivissa presenta el mismo patrón que Mallorca aunque más tardío en aumento de banderas con una tendencia entre 2018 y 2015 de altos y bajos, y con una clara tendencia a la baja en 2015 debido a que algunos ayuntamientos como Sant Josep de sa Talaia decide no renovar la bandera de sus 5 playas, y Santa Eulàlia del Riu opta por reducir de 6 a 4 sus playas acreditadas, y optar por un producto litoral sin etiquetas o bien por la EMAS y la ISO 14001 o 9001.

3.3. Análisis espacio-temporal de 20 playas con bandera azul (1987-2018)

Se realiza un Análisis de Componentes Principales (ACP) de 12 variables (Tabla 4), relacionadas con el sistema playa-duna y su respuesta morfológica a la gestión ordinaria, a la gestión sostenible, a la planificación y ordenación, y a los usos que se dan sobre el sistema para poder identificar las repercusiones que ha supuesto a nivel geoambiental la obtención de la Bandera Azul a lo largo de estas décadas. El ACP extrae 2 factores significativos que explican en conjunto el 56,91% de la varianza total, siendo 35,47% y 21,44% para Dimensión 1 y la Dimensión 2 (DIM) respectivamente (Tabla 5), extrayendo dos componentes relevantes, hecho que facilita la interpretación de los resultados, ya que recoge claramente la variabilidad de los datos espacio-temporales analizados y que pueden ser contextualizados dentro de la evolución temporal de cada sistema (Figura 6). La correlación de las variables con los dos ejes definidos por los factores extraídos, DIM1 y DIM2, hace posible identificar estas variables como las que mejor explican las diferencias apreciadas entre las 20 playas y su evolución (Figura 1, Tabla 3 y 5).

Tabla 5. Valores significativos de las 12 variables analizadas por cada uno de los ejes, DIM1 y DIM2

Variable	Variable	D1	D2
Var1	PE	-0,467	-0,555
Var2	US	-0,672	-0,547
Var3	ED	0,405	0,638
Var4	NM	0,645	-0,051
Var5	DH	0,839	0,083
Var6	DA	0,892	0,023
Var7	FP	0,82	-0,004
Var8	MG	-0,186	-0,134
Var9	TP	0,789	0,37
Var10	FQ	-0,147	0,892
Var11	EP	0,317	0,458
Var12	TP	0,233	0,623

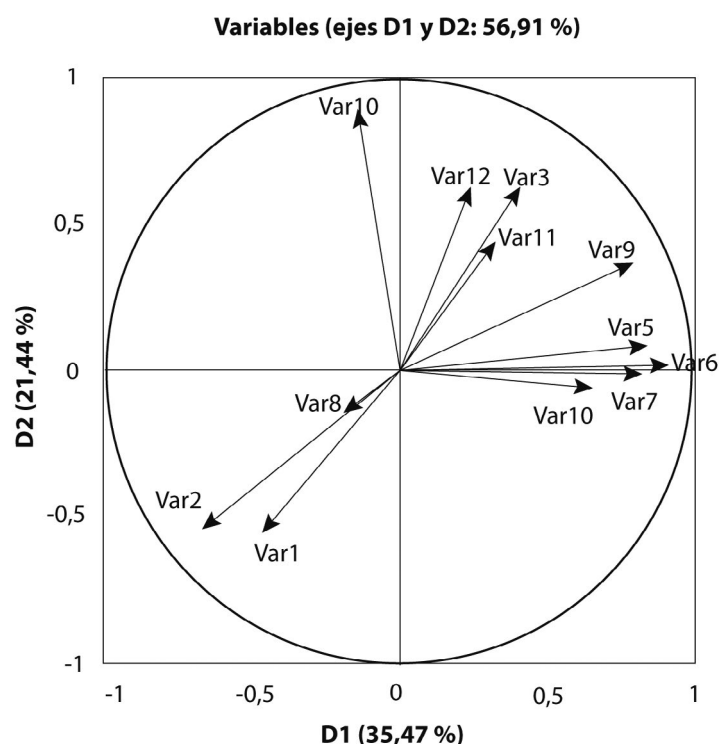
Elaboración propia

Las correlaciones más elevadas con el factor DIM1 (Tabla 5) las presentan las siguientes variables:

1. En el eje horizontal las correlaciones más elevadas de la componente DIM1, con valores entre 0,79 y 0,89, destacan positivamente las distancias a centros hoteleros y a estacionamientos (Tabla 5), hecho que puede rebajar la presión sobre la playa. Las figuras de protección del sistema (Parque Natural o ANEI), las gestiones nocivas para el mantenimiento del sistema playa-duna que alteran la zona de contacto con la playa alta, tanto morfología como vegetación, así como la limpieza mecánica y la retirada de *Posidonia*

oceánica, y la tipología de playa, ya que favorecen procesos incipientes de recuperación o bien la tendencia degenerativa continuista. Negativamente destacan, con valores entre -0,14 y -0,67, las correlaciones entre variables que representan la afectación urbana al sistema dunar, la frecuentación y la aplicación de medidas de carácter sostenible con el objetivo de evitar mayor erosión, o bien la de recuperar el sistema playa-duna, siendo variables que se encuentran asociadas a la respuesta positiva del sistema en términos de recuperación y/o estabilización de morfologías dunares y vegetación asociada.

Figura 6. Distribución de las 12 variables en el espacio factorial definido por DIM1-DIM2

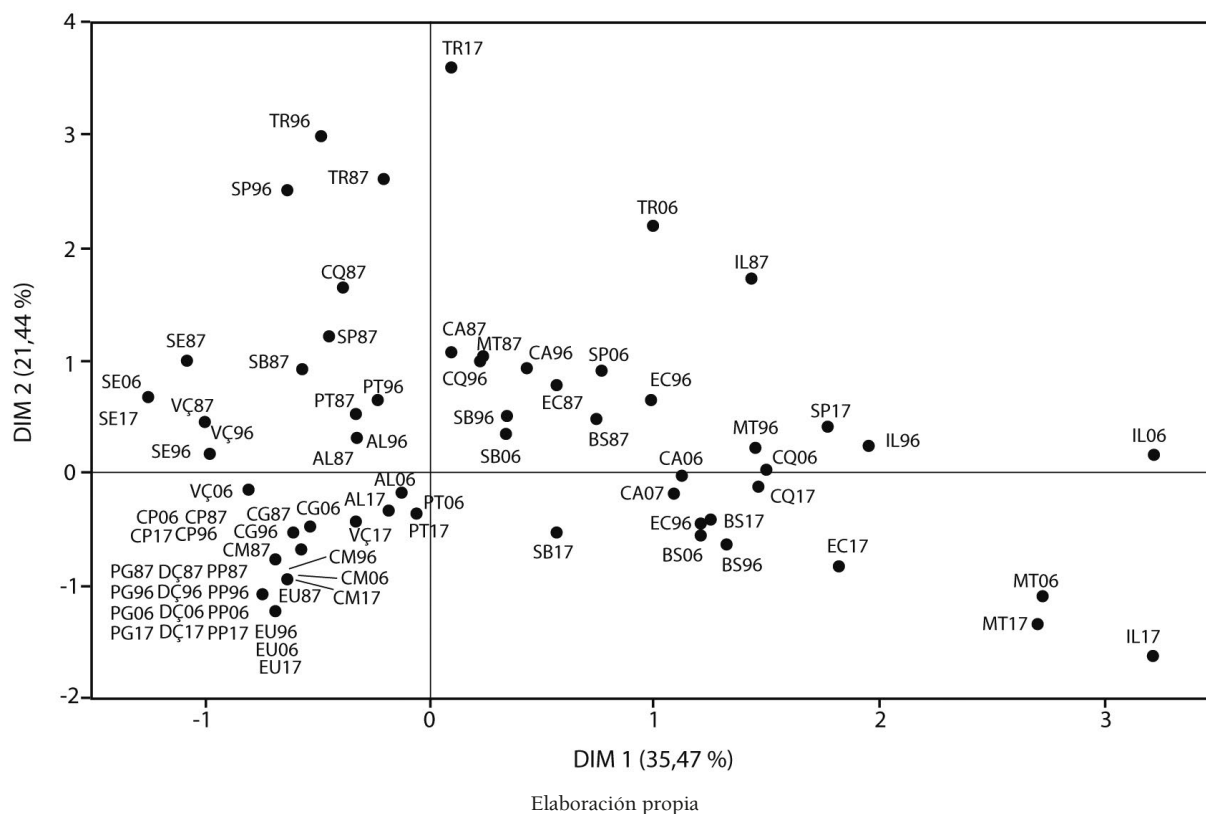


Elaboración propia

2. En el eje vertical (DIM2) las correlaciones más elevadas de la componente presentan relaciones positivas con la frecuentación de playa, con el transporte público y con el estado del sistema dunar delantero como indicador de recuperación, entre 0,62 y 0,89, resultando variables que indican la evolución morfológica del sistema dunar con carácter incipiente, especialmente en espacios urbanos. Negativamente presentan valores, entre -0,05 y -0,55, la presencia de infraestructuras que afectan la dinámica sedimentaria del sistema, como espigones, puertos deportivos y/o regeneraciones, y que suponen la confinación de la playa, su artificialización y la dependencia a actuaciones de dragado y aportación de áridos (Obiol, 2003). Destaca también la afectación urbana o la afectación de servicios sobre las morfologías dunares, ya sea por infraestructuras fijas o temporales, que afecta de forma continuada su erosión o bien su baja capacidad de recuperación (Hernández-Calvento *et al.*, 2003), solo salvable con medidas de gestión de carácter sostenible.

Se observa en la Figura 7 la representación de los 20 casos de estudio (Figura 1, Tabla 3), donde en líneas generales se diferencian cuatro grandes espacios definidos por DIM1 y DIM2, en los que se distribuyen las playas en función de su evolución espacio-temporal (1987-2018). Cada uno de estos espacios responde a diferentes estados de conservación, uso y gestión a lo largo del período analizado, dándose posibles desplazamientos de cada playa en base a su estado temporal, y que están condicionados por la gestión del conjunto del sistema playa-duna y su reordenación, pero en ningún caso por los criterios establecidos por la Bandera Azul, ya que como hemos observado en la figura 3 las playas no presentan continuidad en la obtención del galardón ni sus criterios inciden sobre las morfologías dunares, niveles de frecuentación, ni actuaciones en períodos hibernales (Tabla 1 y 2).

Figura 7. Distribución de los 20 casos de estudio en el espacio factorial DIM1-DIM2



Observamos que la representación gráfica de las 20 unidades (Figura 7) presenta una distribución de puntos muy concentrados en el cuadrante inferior del gráfico, correspondiente a sistemas playa que no presentan valores ambientales ni mejora a lo largo del período analizado, tratándose de sistemas eminentemente urbanos y en los que las gestiones aplicadas en las últimas décadas no han favorecido su recuperación geambiental, con procesos erosivos continuados asociados a gestiones incorrectas que afectan de forma regresiva el conjunto del sistema (García y Servera, 2003). Se trata de un cuadrante donde se concentran sistemas de poco dinamismo en los últimos 30 años, mientras que el resto de sistemas presentan cierta fluctuación con tendencias hacia su mejora, tratándose de sistemas playa-duna que presentan algún tipo de recuperación, o incluso regresión morfológica, con migraciones dentro del espacio factorial definido por las variables (Figura 6, Tabla 5). Como resultado del análisis espacio-temporal (Figura 7) podemos diferenciar tres períodos evolutivos relacionados con el estado morfoecológico de los sistemas, asociados directamente a su respuesta morfológica, y no vinculada a las exigencias de la Bandera Azul, sino más bien a las actuaciones administrativas del estado, de la administración regional o de la administración local y no vinculadas a los criterios estáticos de la bandera (Tabla 1), y ni siquiera a los criterios establecidos en la protección legislativa de las figuras de ANEI y/o Parque Natural:

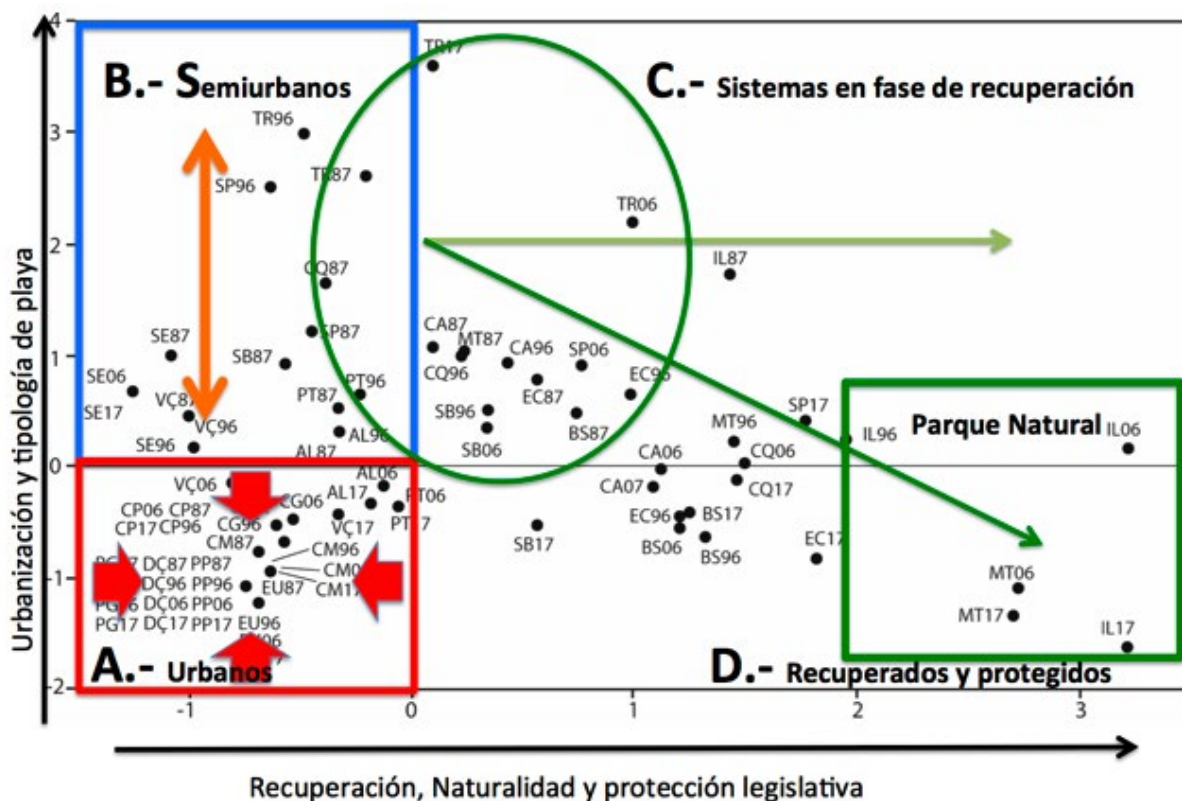
1.- En primer lugar el periodo comprendido entre 1987 al 1996 los núcleos urbanos están consolidados por los *Booms* urbanísticos definidos por Rullán (1999), donde los procesos geomorfológicos en las playas son de carácter erosivo con una degradación continuada del sistema dunar o con presencia de morfologías dunares relictuales, como es el caso de Alcudia, Punta Prima o Cala Agulla. En algunas situaciones el proceso urbano dio lugar a la desaparición de las morfologías quedando solo superficies de playa, como es el caso de las playas urbanas de Cala Galdana, Sant Elm, Peguera o es Dolç. Destacamos dentro de este período los sistemas que presentaban un comportamiento natural como sistemas, aunque sometidos a erosiones de sus frentes dunares de forma continuada, especialmente en períodos estivales, asociada a usos recreativos y con servicios de explotaciones temporales de playa que afectan al sistema, como es el caso de Tirant, Son Bou, Cala Mesquida, Son Parc, Mondragó e Illetes. En general el comportamiento de los sistemas dunares se representa en los ejes analizados con tendencias de tipo regresivo hasta la década 1996 quedando de forma relictual algunos sectores de morfologías y vegetación de playa alta, activas tan solo en períodos hivernales. Destacamos los sectores de sistemas dunares que desaparecen por un proceso

de urbanización de su sistema emergido, pasando en breve espacio de tiempo de sistemas naturales a urbanos de forma irreversible (Roig-Munar y Comas-Lamarca, 2005) y que presentan un patrón de playa solárium vinculada a su simple explotación sin aplicación de criterios sostenibles en su gestión, acorde con las exigencias de la Bandera Azul (Tabla 1).

2.- El período entre 1996 y 2006 las playas urbanas no presentan mejora, con un patrón de estancamiento de sus valores ambientales, quedan degradadas y confinadas por estructuras rígidas, puertos y/o urbanización que ocupan el frente dunar como herencia del periodo anterior, y sin voluntad de renaturalización. En las playas con algunos valores geoambientales se observan procesos de mejora asociados a medidas de recuperación de sus frentes dunares (Ley *et al.*, 2007). Mientras que otros sistemas sin medidas aplicadas estos presentan tendencias erosivas claras, atribuibles a una falta de planes y medidas de gestión que palien los efectos erosivos continuos, focalizados en la temporada estival. Los sistemas dunares presentan más variabilidad en el espacio factorial, condicionados por las medidas de gestión en aras de recuperación de los frentes dunares. Apreciamos en líneas generales que la declaración de Parque Natural o ANEI no ha sido en beneficio de la gestión, recuperación y mejora de los sistemas dunares asociados en las primeras décadas del análisis, ya que la figura ha servido más como atrayente de visitantes y no para la mejora del conjunto del sistema.

3.- Finalmente se identifica el período 2006-2018, donde se manifiesta claramente que las playas urbanas no presentan ninguna mejora dentro del espacio factorial definido por las variables ambientales (Tabla 4), estancadas en el cuadrante y sin mejora, mientras que los sistemas dunares continúan recuperándose, en función de las medidas de gestión, y sobre todo de la planificación y ordenación del medio, debido a unas medidas de restricción de acceso y trampeo, empezando a recuperar los frentes dunares los sistemas de Son Parc y cala Mesquida (Mir-Gual, Martín-Prieto y Pons, 2016), al tiempo que Tirant inicia el proceso de reversión de tipo erosivo en la última década (Mir-Gual *et al.*, 2015b). Es a partir de este período cuando las políticas de gestión y ordenación aplicadas en algunos sistemas favorecen su recuperación (Roig-Munar *et al.*, 2018a), no contemplada ninguna de ellas en los criterios vigentes en la Bandera Azul (FEA, 1998; 2002; 2018).

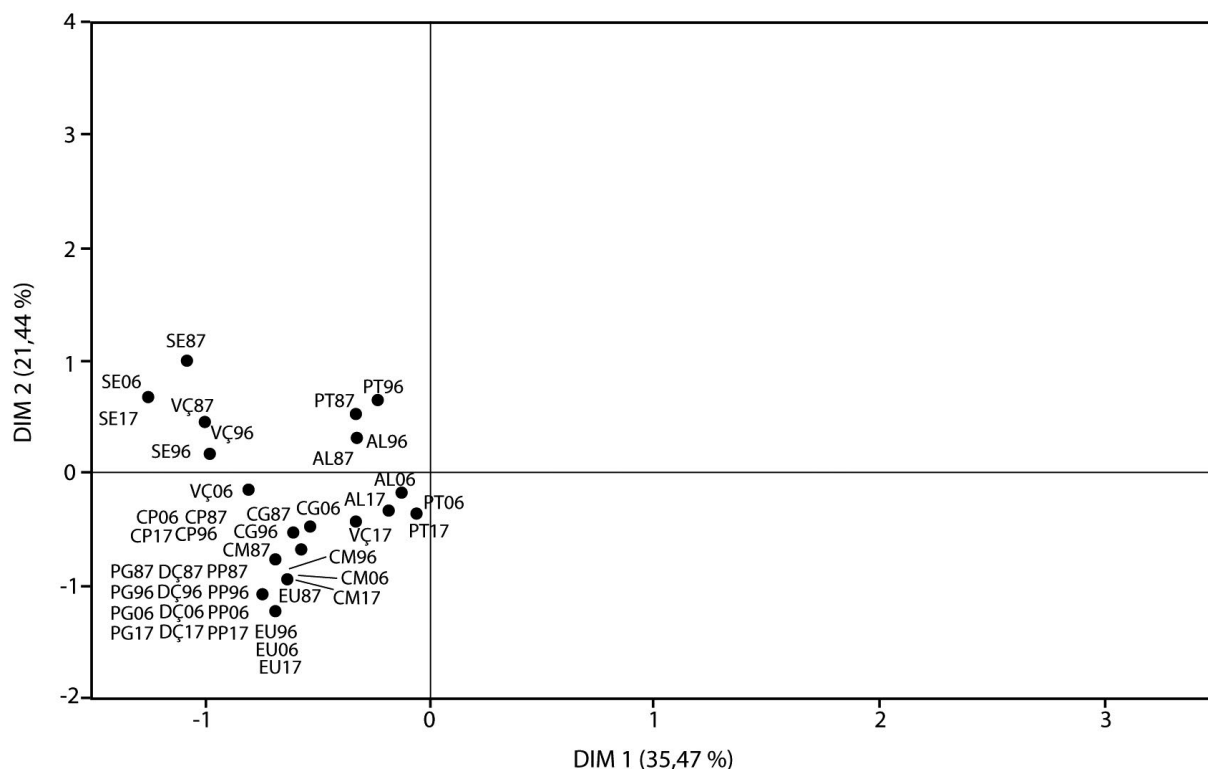
Figura 8. Interpretación del espacio factorial Dim1-Dim2 de los 4 cuadrantes definidos



Elaboración propia

Un análisis detallado de la evolución espacio-temporal de los sistemas permite establecer 4 escenarios asociados a la tendencia evolutiva (1987-2018), interpretando los tres períodos que han incidido en conjunto a las unidades y su migración en función de su gestión y ordenación, basada en los valores significativos de las 12 variables (Tabla 5). Podemos definir los procesos dominantes en cada uno de los ejes (Figura 8), siendo el eje DIM1 condicionado por la recuperación del sistema, por tanto por su naturalidad, y fuertemente influenciado por las figuras de protección, Parque Natural y/o ANEI, y el eje DIM2 queda dominado por la artificialización correspondiente al grado de urbanización del sistema y por la tipología de cada playa. Estos cuadrantes pueden ser definidos como:

Figura 9. Representación de las playas urbanas de tipología A1 y A2 (Tabla 3) en el espacio factorial Dim1-Dim2



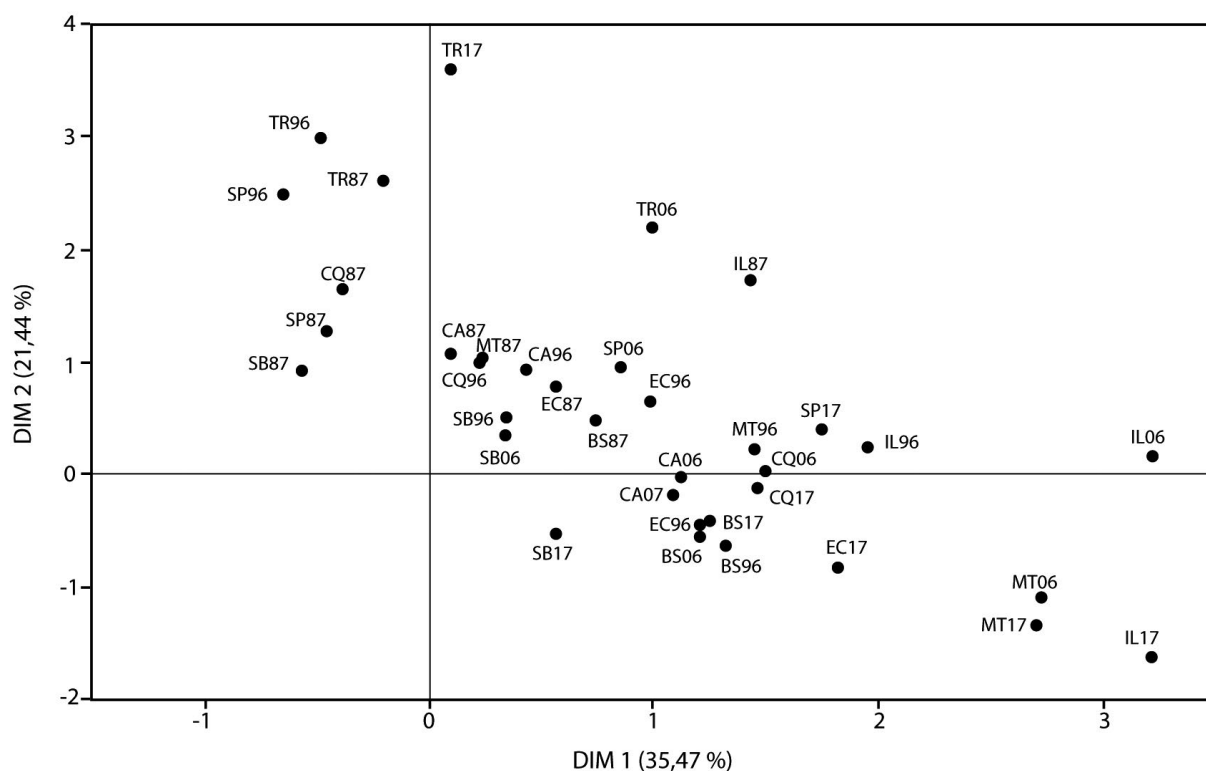
Elaboración propia

A- Cuadrante inferior izquierdo: sistemas fuertemente alterados por la transformación urbana del conjunto playa-duna, o bien sistemas desaparecidos donde solo queda el subsistema playa como sistema productor de la economía asociada a la zona urbana. Se trata de sistemas que no son sometidos a gestión ni protección sostenible, asociados a puertos deportivos y con regeneración artificial de playa. Sus procesos naturales tienden a ser regresivos ya que no se dan mecanismos de gestión encaminados a su renaturalización ni planes de construcción. Se trata de una importante nube de puntos donde encontramos las playas eminentemente urbanas enmarcadas en el cuadrante A (Figura 9), con diferentes estados de conservación de tipo regresivo asociados a la respuesta del sistema ante la planificación y ordenación, la presión antrópica y la gestión. En muchas ocasiones la falta de gestión del sedimento, especialmente en períodos hibernales, y las actuaciones de gestión que generan sus pérdidas, juntamente con su confinación y degradación, obliga a la administración central a su regeneración artificial. Se trata de sistemas eminentemente urbanos que no presentan ningún tipo de evolución hacia su mejora geoambiental, ya que sus valores quedan circunscritos a procesos eminentemente urbanos donde las gestiones no favorecen la mejora del sistema ni tan solo su recuperación efímera en períodos hibernales. Dentro de este grupo identificamos playas eminentemente urbanas que se mantienen estacionarias sin posibilidades de recuperación natural, sin variaciones interanuales y sin medidas de gestión sostenibles como son las playas de Peguera, es Dolç, cala Galdana (Figura 2a), cala Millor, Santa Eulàlia, playa de Palma y Can Picafort, playas que su morfología ya no permite la recuperación del sistema a no ser mediante medidas de retranqueo urbano y deconstrucción. Dentro de este cuadrante observamos algunas unidades que han migrado

hacia el cuadrante B debido a la mejora del sistema asociado a medidas de gestión que han favorecido su recuperación incipiente, como es el caso de Alcúdia, Cala Sant Vicent o Punta Prima, donde la aplicación de medidas de gestión substituyeron las áreas ajardinadas de playa alta, correspondientes al sector dunar extinto, por morfologías dunares en fase de recuperación.

B- Cuadrante superior izquierdo: playas urbanas sin una ocupación total del conjunto de sistema y que presentan algunos valores geoambientales en su sistema dunar, que no han sido sometidas a regeneraciones o no presentan estructuras que la rigidizan como puertos deportivos o espigones. Se trata de espacios altamente vulnerables a la vez que espacios fácilmente recuperables y donde su evolución espacio-temporal se encuentra condicionada a las medidas de gestión aplicadas, pudiendo sufrir migraciones hacia el cuadrante A, si las gestiones no son correctas para su recuperación, mantenerse estables en el cuadrante B o migrar hacia el cuadrante C, e incluso D, mediante la aplicación de medidas correctoras del sector playa y frentes dunares. Se trata de playas que presentan potencialidad de sus valores ambientales y su recuperación. Los sistemas presentan ciertas migraciones dentro del cuadrante B en las primeras fases de análisis (1987-1996) y su migración hacia el cuadrante C con algunas trayectorias en caso de mejora o empeoramiento, observando dos tendencias de recuperación en función de la aceleración de estos sistemas a la respuesta ambiental de las medidas aplicadas. Esta recuperación mediante procesos de recuperación sedimentaria deriva a que playas eminentemente urbanas como Punta Prima y Alcúdia hayan pasado del cuadrante A al cuadrante B (Figura 9), con una tendencia hacia la naturalización del sistema en su frente. Por otra parte algunos casos como Cala Sant Vicent y Sant Elm presentan una migración hacia playas eminentemente urbanas, pasando del cuadrante B en los primeros periodos de análisis, al cuadrante A en 2018, llegando en algunos casos a la situación de sistema recuperados hacia el cuadrante C y D, como los casos de Son Parc, Cala Mesquida, Punta Prima, Tirant y Son Bou, mientras que otras unidades presentan fluctuaciones dentro del propio cuadrante B.

Figura 10. Representación de los sistemas dunares en el espacio factorial Dim1-Dim2



Elaboración propia

C- Cuadrante superior derecho: sistemas con algún tipo de alteración morfológica o en fase de recuperación que se encuentran asociados a figuras de protección y con alguna afectación de alteración urbana o de servicios sobre el sistema dunar. No están asociados a espigones, regeneraciones o puertos deportivos y su dinamismo permite una correcta respuesta a las medidas de gestión aplicadas en sus

frentes dunares y en el sector de playa emergida. Se sitúan aquellas playas que han sufrido recuperación a lo largo del período de análisis y presentan migraciones claras del cuadrante B hacia los cuadrantes C y D, como es el caso de los sistemas de Tirant (Figura 2c), Son Parc y Son Bou (Figura 2d) que en los dos primeros períodos de análisis (1987-1996) no estaban sometidos a figuras de protección ni gestión, y que a partir de 1991 mediante la aprobación de las ANEI y la aplicación de medidas correctoras de recuperación, entre los años 2000 a 2014, los sistemas pasan de estadios degenerativos a estadios de estabilidad y naturalidad ambiental en sus frentes dunares.

D- Cuadrante inferior derecho: sistemas protegidos mediante ANEI o Parque Natural que presentan algún tipo de erosión alteración puntual del sistema por ocupaciones parciales de tipo servicios en su frente dunar o por la incorrecta gestión de usos. Playas que han sufrido recuperación a lo largo del período de análisis y que sus desplazamientos están muy condicionados por la figura de Parque Natural dando lugar a una migración hacia el cuadrante D, como es el caso de es Canar, Mondragó e Illetes (Figura 2f).

4. Discusión

El hecho de hacer funcionales los espacios litorales para satisfacer la frecuentación masiva ha traído consigo serios problemas de conservación, como la alteración y eliminación de morfologías dunares y la pérdida de superficies y volúmenes de playa, su artificialización y dependencia a actuaciones duras como la regeneración o creación de espigones para mantener su sistema playa. El distintivo Bandera Azul fue introducido para las playas urbanas con una amplia gama de servicios y donde la importancia prioritaria no fue otorgada a cualidades naturales si no a la mejora de la higiene y sus servicios. El objetivo inicial era distinguir aquellas playas con servicios y de uso recreativo intensivo que se sumaran a las buenas prácticas en calidad de aguas y zona costera establecidas por el distintivo. Dentro de la campaña Bandera Azul la apuesta ambiental se focalizó, y focaliza aún, en la estricta playa emergida pasando a un segundo lugar, y teórico, los principales problemas ambientales del área costera, hecho que no se corresponde a la realidad de la estructura del sistema playa-duna (Servera, 1997; Roig-Munar *et al.*, 2018a).

A pesar de la reciente introducción de nuevos criterios relacionados con los valores ambientales, y su argumentación de que estos no son estáticos sino que se adaptan a cambios y a nuevas exigencias (FEA, 2018), los criterios establecidos en las Tablas 1 y 2, y aplicados por los municipios, no son suficientes para acreditar la sostenibilidad del recurso litoral en conjunto ni una correcta gestión del medio con carácter multianual. Estos criterios son homogéneos en todo el mundo, sin diferenciar las particularidades de usos, gestión y hábitos de cada país, ni las características geomorfológicas ni de cada unidad galardonada. La Bandera no exige renaturalización, si no que exige el cumplimiento de la normativa vigente, no aportando a la playa criterios ni medidas que fomenten su calidad como sistema natural, si no que se prioriza su calidad como servicio, entendiendo la playa como un mero espacio receptor de usos, servicios y actividades, y obviando sus funciones como ecosistema. Los resultados muestran que la petición de Bandera Azul, e incluso la otorgación de estas por parte de FEA, se centran en el galardón como un indicador más para la comercialización y promoción que no como una útil herramienta de gestión, ordenación y planificación.

Es indudable que los criterios de la Bandera Azul fueron interesantes en sus inicios, debido a un estado contaminante y de dejadez de las playas y una despreocupación por la mejora de los sistemas litorales en las décadas de los años 80 y 90, ya que los ingresos provenían de este espacio natural de alto rendimiento. Al principio la Bandera Azul supuso un aumento de concienciación del espacio playa emergida por parte de la sociedad, pero a día de hoy este galardón sigue promocionando una playa estática y estandarizada sin aplicar medidas de gestión útiles para la mejora continuada del sistema. La certificación no aporta directrices ambientales que permitan el seguimiento y la evaluación obviando los criterios de gestión integral (Sardà, Avila y Mora, 2005; Balaguer *et al.*, 2008; Botero, Pereira, Tosic y Manjarrez, 2015). La Bandera Azul prioriza (Tabla 1) sistemas estáticos y con atención estival, desatendiendo su gestión anual e incluso su gestión multitemporal así como la aplicación de indicadores de calidad geoambiental, es por este motivo que se propone que FEA incorpore y adapte algunos de los criterios establecidos en este trabajo a la playas que se pretenden galardonar de cara a tener un galardón de calidad, más allá de su exigencia de ondear la bandera en las playas, y no un galardón identificado por gran parte de la sociedad y del sector empresarial como de calidad, aunque realmente este no incida en la mejora del sistema galardonado. Los resultados obtenidos en este trabajo ponen de manifiesto que no hay una relación transversal

entre urbanismo, ordenación, planificación y gestión en el ámbito playa-duna, ni unos parámetros que determinen la capacidad de carga física, la capacidad de carga ecológica y la capacidad de carga perceptual de cada una de las playas. Las prioridades en la solicitud de la Bandera Azul por parte de muchos ayuntamientos es la promoción del espacio litoral municipal y su economía asociada, generalmente espacios o destinos maduros turísticamente e incluso en declive. Se comprueba que en muchos de los casos analizados, y extrapolables al resto de playas de las islas Baleares, la prioridad es la playa como servicio muy por encima de la playa como ecosistema, donde podemos disfrutar de servicios que no respetan la conservación y mantenimiento del sistema. Se focaliza la playa como soporte de servicios de temporada para su uso turístico y recreativo en período estival sin medidas de corrección en período hibernal, favoreciendo la artificialización de las playas más urbanas y la desnaturalización de las playas que presentan algunos aspectos ambientales (Figura 2).

5. Conclusiones

Los comportamientos observados en los sistemas analizados (Figura 7, 8, 9 y 10) reflejan que las gestiones eficaces para la recuperación no se encuentran asociadas a ninguna de las propuestas por la Bandera Azul (Tabla 1 y 2), si bien es cierto que este galardón tuvo su importancia en la mejora de la higiene de playas en las décadas de los años 80 y 90, ahora carece de vinculación por lo que respecta a la mejora y conservación del litoral como espacio dinámico y vulnerable. Como hemos podido comprobar en la Figura 3 muchos municipios han abandonado la Bandera Azul y la han reemplazado por una certificación alternativa que regula todas las actividades y funciones que tienen lugar en las playas durante todo el año, o bien con la aplicación de criterios sostenibles no vinculados a una certificación comercial como la Bandera Azul.

El estudio demuestra que los sistemas analizados no han presentado mejora vinculada a la Bandera Azul, si no más bien un comportamiento estático, por tanto hay que replantearse la utilidad de esta etiqueta o bien replantearse por parte de FEA poner en práctica nuevos criterios de acreditación ambiental como herramienta de gestión que se adapte a las complejidades y particularidades de las playas, sin pensar en estas como un solárium. Muchas de las medidas que han sido útiles para una cierta recuperación de sistemas dunares, como captadores de arena, restricción de maquinaria de limpieza y retirada de *Posidonia oceánica* o acordonamientos dunares, hay que relacionarlas con políticas del Gobierno Balear o del Ministerio de Medio Ambiente sin vinculación con la Bandera Azul, la cual tampoco contempla estos criterios (Tabla 1 y 2) ni en períodos estivales ni en períodos hibernales.

De los resultados del estudio podemos decir que las Banderas Azules no han servido en ningún caso para mejorar, restaurar o revertir la degradación que inicialmente supuso y supone la gestión y la frecuentación masiva de estos espacios litorales, ya que la Bandera favorece elevados niveles de frecuentación asociados a la dotación de servicios que suponen el incremento de los niveles recreativos sobre el espacio playa-duna. La Bandera Azul actualmente no realiza ningún aporte positivo a las playas que las reciben en términos geoambientales, ya que esta considera como criterios obligatorios el cumplimiento de la Ley que están obligados los ayuntamientos a realizar. La Bandera Azul si aporta en términos económicos al ser una etiqueta relacionada con el medio ambiente con un importante componente de promoción de las zonas adyacentes a la playa. En términos socioeducativos la Bandera tiene un importante componente de educación a nivel de actividades e información, aunque estas no se ajustan a la mejora del sistema playa. A pesar de estas actividades la Bandera no prioriza el conocimiento de las condiciones naturales de las playas, suponiendo que el estado ambiental de las mismas es ambientalmente correcto y ofreciendo una imagen estática y falsa de un ambiente playa-duna.

La propuesta acorde con las tendencias actuales sería que la zona costera se gestionara, en la medida de lo posible, bajo una visión de integridad de acuerdo con el concepto de Gestión Integrada de la Zona Costera (GIZC), también definido bajo la nomenclatura de Gestión Integrada de Áreas Litorales (GIAL) y avanzar hacia una visión integral y dinámica del espacio playa-duna. A pesar de lo expuesto las Banderas siguen una tendencia a la alza, ya que se trata de una etiqueta fácil de entender para los usuarios gracias a una gran campaña mediática que ofrece cierta idea de compromiso de la administración para dar a conocer el estado de las playas, aunque los resultados demuestran lo contrario y no se manifiestan en la mejora del sistema, si no en la mejora de los servicios que afectan al sistema. A pesar de que muchos ayuntamientos han optado por otras figuras, como EMAS o ISO, debido a la falta de visibilidad y promo-

ción de estas, no están renunciando a la Bandera Azul, y complementan los beneficios de la EMAS o ISO con la promoción de la Bandera, ya que esta es voluntaria y no forma parte de estándares de calidad que se tengan que cumplir, más allá de la normativa vigente. Que disminuya el número de playas no implica disminución de la calidad. El cumplimiento de los criterios imperativos adscritos al cumplimiento de la normativa implica esfuerzo e inversión por parte de los ayuntamientos.

Agradecimientos

Hemos de agradecer la información facilitada sobre las Banderas Azules en a Xavier Cardona, técnico del Ayuntamiento de Ciutadella de Menorca. A Josep Carreras, alcalde del Ayuntamiento de Ferreries. Aina Palmer, técnica del Ayuntamiento de Alcúdia. A Raül Luna, técnico del Ayuntamiento de Sant Josep de sa Talaia, a Javier Gómez, técnico del Ayuntamiento de Santa Eulàlia del Riu. A Sonia Sans, técnica del Ayuntamiento de Maó. A Javier Asensio, técnico del Consell Insular de Formentera. Agradecemos a Carmen Garriga la corrección de parte del texto y de la bibliografía del trabajo. Los autores quieren agradecer a los revisores anónimos del trabajo y al equipo editorial sus sugerencias de cambios, ya que estas han ayudado de forma considerable a la mejora de este trabajo.

Referencias

- Ariza, E., Sardá, R., Jiménez, J.A., Mora, J. & C. Avila. (2008a). Beyond performance assessment measures for beach management: applications to Spanish Mediterranean beaches. *Coastal Management*, (36), 47-66. <http://dx.doi.org/10.1080/08920750701682023>
- Ariza, E., Jiménez, J.A. & Sardá, R. (2008b). A critical assessment of beach management on the Catalan coast. *Ocean & Coastal Management*, 51(2), 141-160. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2007.02.009>
- Artigues, A. & Blázquez, M. (2012). ¿Reconversión o desregulación? Análisis de planes de reconversión turístico-inmobiliaria de la playa de Palma (Mallorca). *Cuadernos de Turismo*, (29), 11-34. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=39823167001>
- Balaguer, P., Sardá, R., Ruiz, M., Diedrich, A., Vizoso, G. & Tintoré, J. (2008). A proposal for boundary delimitation for Integrated Coastal Zone Management. *Ocean & Coastal Management*, (51), 806-814. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2008.08.003>
- Blázquez, M., Murray, I. & Garau, J.M. (2002). *El tercer Boom. Indicadors de sostenibilitat del turisme de les Illes Balears 1989-1999*. Ed. Lleonard Muntaner. Centre d'Investigacions Tecnològiques i Turístiques de les I. Balears.
- Botero, C., Pereira, C., Tomic, M. & Manjarrez, G. (2015). Design of an index for monitoring the environmental quality of tourist beaches from a holistic approach. *Ocean & Coastal Management*, (108), 65-73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.07.017>
- Brown, A. & McLachlan, A. (1990). *Ecology of sandy shores*. <https://doi.org/10.1016/C2015-0-04773-6>
- Buckley, R. (2002). Tourism Ecolabels. *Annals of Tourism Research*, (29), 183-208. [https://doi.org/10.1016/S0160-7383\(01\)00035-4](https://doi.org/10.1016/S0160-7383(01)00035-4)
- Corbau, C., Simeoni, U., Melchiorre, M., Rodella, I., & Utizi, K. (2015). Regional variability of coastal dunes observed along the Emilia-Romagna littoral, Italy. *Aeolian Research*, (18), 169-183. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2015.07.001>
- Cowell, P.J. & Thon, B.G. (1994). Morphodynamics of coastal evolution. In Carter, R.W.G. & Woodrofe, C.D. (Eds.), *Coastal Evolution: Late Quaternary Shoreline Morphodynamics* (pp. 33-86). <https://doi.org/10.1017/CBO9780511564420>
- Defeo, O., McLachlan, A., Schoeman, D., Schlacher, T.A., Dugane, J., Jones, A.F., ... & Scapini, F. (2009). Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 81 (1), 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.09.022>
- Fairweather, J.R., Maslin, C. & Simmons, D.G. (2005). Environmental values and response to ecolabels among international visitors to New Zealand. *Journal of sustainable tourism*, 13(1), 82-98. <https://doi.org/10.1080/17501220508668474>
- Flor, G., Flor-Blanco, G. & Flores-Soriano, C. (2014). Cambios ambientales por los temporales de invierno de 2014 en la costa asturiana (NO de España). *Trabajos de Geología*, (34), 97-123.

- Font, X. & Tribe, J. (2001). Promoting green tourism: The future of environmental awards. *International Journal of Tourism Research*, (3), 9-21. [https://doi.org/10.1002/1522-1970\(200101/02\)3:1<9::AID-JTR244>3.0.CO;2-Q](https://doi.org/10.1002/1522-1970(200101/02)3:1<9::AID-JTR244>3.0.CO;2-Q)
- Fraguell, R.M. (1997). Playas de primera y de segunda. El litoral catalán objeto de evaluación. En *Dinámica litoral Interior*, Vol. I: 97-104. *Actas del XV Congreso AGE*. Dpto. de Xeografía, Univ. Santiago Compostela.
- Fraguell, R.M., Martí, C. & Pintó, J. (2013). Las certificaciones ambientales como sistemas de gestión de los usos recreativos en las playas. En R. Sardà, J. Pintó y J.F. Valls (Coords.), *Hacia un nuevo modelo integral de gestión de playas* (15-30). Documenta Universitaria, Univ. Girona.
- Fraguell, R.M., Martí, C., Pintó, J. & Coenders, G. (2015). After over 25 years of accrediting beaches, has Blue Flag contributed to sustainable management? *Journal of Sustainable Tourism*, (24), 882-903. <https://doi.org/10.1080/09669582.2015.1091465>
- FE.E. Foundation for Environmental Education. (1998). *Guía de interpretación de los criterios bandera azul para playas*.
- FE.E. Foundation for Environmental Education. (2002). *Guía de interpretación de los criterios bandera azul para playas*.
- FE.E Foundation for Environmental Education. (2018). *Guía de interpretación de los criterios bandera azul para playas*.
- García-Lozano, C., Pintó, J., & Daunis, P. (2018). Changes in coastal dune systems on the Catalan shoreline (Spain, NW Mediterranean Sea). Comparing dune landscapes between 1890 and 1960 with their current status. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, (208), 235-247. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.05.004>
- García-Mora, M.R., Gallego-Fernández, J.B., Williams, A.T. & García-Novo, F. (2001). A coastal dune vulnerability classification. A case study of the SW Iberian Peninsula. *Journal of Coastal Research*, (17) 4, 802-811. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/4300241>
- Garriga, C., Martín-Prieto, J.A., Roig-Munar, F.X. & Rodríguez-Perea, A. (2017). Reactivation of the Tirant dune-beach system at the north of Minorca, associated with the lack of management and sand quarrying. *Geo-Temas* 17. 167-170.
- Garcia, C. & Servera, J. (2003). Impacts of Tourism Development on Water Demand and Beach Degradation on the Island of Mallorca (Spain). *Geografiska Annaler*, (85), 13-4, 287-300. <https://doi.org/10.1111/j.0435-3676.2003.00206.x>
- González, J. (2003). La pérdida de espacios de identidad y la construcción de lugares en el espacio turístico de Mallorca. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (35), 137-152.
- Hernández-Calvento, L., Ruiz Flaño, P., Alonso Bilbao, I., Alcántara Carrió, J., Pérez-Chacón Espino, E. & Suárez Rodríguez, C. (2003). Transformaciones inducidas por el desarrollo turístico en el campo de dunas de Maspalomas (Gran Canaria, Islas Canarias). *GeoFocus*, (3), 127-142.
- Hesp, P.A. (2002). Foredunes and blowouts: initiation, geomorphology, and dynamics. *Geomorphology*, (48), 245-268. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(02\)00184-8](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(02)00184-8)
- Houston, J. R. (2013). The economic value of beaches. A 2013 update. *Shore and Beach*, 81(1), 3-11.
- Kozak, M. & Nield, K. (2004). Role of quality and eco-labelling systems. *Journal of Sustainable Tourism*, 12(2), 138-148. <https://doi.org/10.1080/09669580408667229>
- Laranjeira, M., Ramos, A. & Williams, A. (1999). Comparison of two checklist methods for assessment of coastal dune vulnerability. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 15 (1-4), 259-268.
- Leatherman, S.P. (1997). Beach Rating: A Methodological Approach. *Journal of Coastal Research*, 13 (1), 253-258.
- Ley, C., Gallego-Fernández, J. & Vidal, C. (2007). *Manual de restauración de dunas costeras*. Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino.
- López-Bedoya, J.L. & Pérez-Alberti, A. (2006). Clasificación morfogénica de las playas de arena en Galicia como herramienta para abordar el uso sostenible de los complejos sedimentarios costeros. En A. Pérez-Alberti & J. López-Bedoya (Coord.), *Geomorfología y territorio: actas de la IX Reunión Nacional de Geomorfología, Santiago de Compostela, 13-15 de septiembre de 2006* (pp. 843-860). Universidad de Santiago de Compostela.

- Mayol, J. (2006). Un gran projecte de postguerra: la repoblació forestal de les dunes de Formentera. *Eivissa*, (44-45), 9-16.
- McKenna, J., Williams, A.T. & Cooper, J.A.G. (2011). Blue Flag or Red Herring: Do beach awards encourage the public to visit beaches? *Tourism Management*, (32), 576-588. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2010.05.005>
- Micallef, A. & Williams, A.T. (2009). *Beach management: Principles and practice*. London: Earthscan. <https://doi.org/10.4324/9781849770033>
- Mir-Gual, M., Pons, G.X., Martín-Prieto, J.A. & Rodríguez-Perea, A. (2015a). A critical view of the Blue Flag beaches in Spain using environmental variables. *Ocean & Coastal Management*, (105), 106-115. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.01.003>
- Mir-Gual, M., Pons, G.X., Delgado-Fernández, I., Gelabert, B., Martín-Prieto, J.A. & Rodríguez-Perea, A. (2015b). La importancia de la primera línea de duna para el estado de conservación de los sistemas de dunas costeras. *Geo-Temas*, (15), 41-44.
- Mir-Gual, M., Martín-Prieto, J.A. & Pons, G.X. (2016). Evolució geomorfològica del sistema dunar de s'Olla (Menorca, Illes Balears). *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, (59), 159-177.
- Morales-Matos, G. & Santana-Santana, A. (1993). Procesos de construcción y transformación del espacio litoral Grancañario inducidos por el fenómeno Turístico. *Ería*, (32), 225-246.
- Morgan, R. (1999). A novel, user-based rating system for tourist beaches. *Tourism Management*, (20), 393-410. [https://doi.org/10.1016/S0261-5177\(99\)00015-1](https://doi.org/10.1016/S0261-5177(99)00015-1)
- Nelson, C., Morgan, R., Williams, A.T. & Wood, J. (2000). Beach award and management. *Ocean & Coastal Management*, (43), 87-98. [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(99\)00068-X](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(99)00068-X)
- Nelson, C. & Botterill, D. (2002). Evaluating the contribution of beach quality awards to the local tourism industry in Wales - The Green Coast Award. *Journal of Ocean and Coastal Management*, (45), 157-170. [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(02\)00053-4](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(02)00053-4)
- Nordstrom, K.F., Lampe, R. & Vandemark, L.M. (2000). Reestablishing naturally functioning dunes on developed coasts. *Environmental Management* 25 (1), 37-51. <http://dx.doi.org/10.1007/s002679910004>
- Obiol, E. M. (2003). La regeneración de playas como factor clave del avance del turismo valenciano. *Cuadernos de Geografía*, 73/74, 121-146.
- Peña-Alonso, C., Fraile-Jurado, P., Hernández-Calvento, L., Pérez-Chacón E. & Ariza, E. (2017). Measuring geomorphological vulnerability on beaches using a set of indicators (GVI): A tool for management. *Journal of Environmental Management*, (204), 230-245. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.053>
- Peña-Alonso, C., Gallego-Fernández, J.B., Hernández-Calvento, L., Hernández-Cordero, A. & Ariza, E. (2018). Assessing the geomorphological vulnerability of arid beach-dune systems. *Science of the Total Environment*, (635), 512-525. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.095>
- Petrus, J.M^a., Grimalt, M., Sanz, A. & Genovart, M.C. (2012). Análisis y clasificación de las playas de Mallorca en función de su intensidad de uso y características territoriales. En J.M. Barragán-Muñoz (Coord.), *I Congreso Iberoamericano de Gestión Integrada de Áreas Litorales*, (pp. 450-458). Grupo de Investigación Gestión Integrada de Áreas Litorales.
- Pons, F. & Garriga, C. (2016). Análisis de la incidencia de la ley en la conservación de los sistemas playa-duna. La responsabilidad de la administración en su gestión. *Restauració i gestió de sistemes dunars. Estudis de casos* (pp. 11-34). Càtedra d'Ecosistemes Litorals Mediterranis.
- Roca, E. & Villarés, M. (2008). Public perception for evaluating beach quality in urban and semi-natural environments. *Ocean & Coastal Management*, (51), 314-329. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2007.09.001>
- Rodríguez-Perea, A., Servera, J. & Martín-Prieto, J.A. (2000). *Alternatives a la dependència de les platges de les Balears de la regeneració artificial: Informe METADONA*. Universitat de les Illes Balears: Col·lecció Pedagogia Ambiental, 10.
- Roig-Munar, F.X. & Comas-Lamarca, E. (2005). Propuesta de un modelo de clasificación para playas de las islas de Baleares mediante el análisis de variables de uso, estado y gestión. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (40), 429-448.

- Roig-Munar, F.X., Rodríguez-Perea, A., Martín-Prieto, J.A. & Pons, G.X. (2009). Soft Management of Beach-Dune Systems as a Tool for their Sustainability. *Journal Coastal Research*, (SI 56), 1284-1288.
- Roig-Munar, F.X., Martín Prieto, J.A., Pintó, J., Rodríguez-Perea, A. & Gelabert, B. (2018a). Coastal management in the Balearic Islands. In J.A. Morales (Ed.) *The Spanish coastal systems. Dynamic processes, Sediments and Management*, 765-787. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-93169-2>
- Roig-Munar, F.X, Fraile-Jurado, P. & Peña-Alonso, C. (2018b). Analysis of Blue Flag Beaches Compared with Natural Beaches in the Balearic Islands and Canary Islands, Spain. In C.M. Botero, O. Cervantes & C.W. Finkl (Eds.), *Beach Management Tools - Concepts, Methodologies and Case Studies* (pp. 545-560). https://doi.org/10.1007/978-3-319-58304-4_26
- Rullán, O. (1999). Crecimiento y política territorial en las islas Baleares (1955-2000). *Estudios Geográficos*, (236), 403-442. <https://doi.org/10.3989/egеоgr.1999.i236.570>
- Rullán, O. (2001). Similitudes paisajísticas y funcionamiento regional del archipiélago balear. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (32), 127-153.
- Sardá, R., Avila, C. & Mora, J. (2005). A methodological approach to be used in ICZM processes: the case of the Catalan coast (Catalonia, Spain). *Estuarine, Coastal & Shelf Science*, (62), 427-439. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.09.028>
- Sardá, R., Valls, J.F & Pintó, J. (2013). Un nuevo modelo integral de gestión de playas. En R. Sardà, J. Pintó & J.F Valls (Coord.), *Hacia un nuevo modelo integral de gestión de playas* (167-182). Documenta Universitaria, Univ Girona.
- Schlacher, T.A. & Thompson, L. M. (2008). Physical impacts caused by off-road vehicles to sandy beaches: spatial quantification of car tracks on an Australian barrier island. *Journal of Coastal Research*, (24), 2A, 234-242. <https://doi.org/10.2112/06-0691.1>
- Semeoshenkova, V., Newton, A., Contin, A. & Greggio, N. (2017). Development and application of an Integrated Beach Quality Index (BQI). *Ocean & Coastal Management*, (143), 74-86. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.08.013>
- Servera, J. (1997). *Els sistemes dunars litorals de les Illes Balears. Tesis doctoral*. Departament de Ciències de la Terra, Universitat de les Illes Balears.
- Simeone, S., Palombo, A.G.L. & Guala, I. (2012). Impact of frequentation on a Mediterranean embayed beach: implication on carrying capacity. *Ocean Coastal Management*, (62), 9-14. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.02.011>
- Torres Alfosea, F. J. (2000). Propuesta metodológica para la ordenación de espacios litorales (aplicación a la comarca de la Marina Alta). *Investigaciones Geográficas*, (24), 37-53. <https://doi.org/10.14198/INGEO2000.24.07>
- Tudor, D.T. & Williams, A.T. (2006). A rationale for beach selection by the public on the coast of Wales, UK. *Area*, (38), 153-164. <https://doi.org/10.1111/j.1475-4762.2006.00684.x>
- Valls, J.F, Rucabado, J. & Sardà, R. (2013). La Playa como modelo estratégico de la gobernanza de las poblaciones de costa españolas. En R. Sardà, J. Pintó & J.F Valls (Coord.), *Hacia un nuevo modelo integral de gestión de playas* (139-165). Documenta Universitaria, Univ. Girona.
- Vera, J.F (1992). El modelo turístico: características y cambios. En Velarde, J., García Delgado, J. & Pedreño, A. (Dir.), *Ejes territoriales de desarrollo: España en la Europa de los noventa* (pp. 421-442). Madrid: Economistas Libros.
- Vera, J.F & Baños, C.J. (2010). Renovación y reestructuración de los destinos turísticos consolidados del litoral: las prácticas recreativas en la evolución del espacio turístico. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (53), 329-353.
- Williams, A.T. & Morgan, R. (1995). Beach awards and rating systems. *Shore and Beach*, (63), 29-33.
- Yepes, V. (2002). La explotación de playas. La madurez del sector turístico. *Revista Obras Publicas, Ingeniería y Territorio*, (61), 72-77.
- Yepes, V. (2007). Gestión del uso y explotación de las playas. *Cuadernos de Turismo*, (19), 245-257.

Cita bibliográfica: Barceló Adrover, A., Grimalt Gelabert, M. & Binimelis Sebastián, J. (2018). Perspectiva geográfica de la caza en Mallorca. *Investigaciones Geográficas*, (70), 135-166. <https://doi.org/10.14198/INGEO2018.70.07>

Perspectiva geográfica de la caza en Mallorca

Hunting in Mallorca from a geographical point of view

Antoni Barceló Adrover¹
Miquel Grimalt Gelabert²
Jaume Binimelis Sebastián³

Resumen

A partir de datos oficiales de titulares de licencias de caza y espacios cinegéticos proporcionados por el Servei de Caça del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca se realiza un estudio de detalle sobre las implicaciones sociales y territoriales de la actividad cinegética en la isla. Por una parte, se analiza la distribución, la edad, el género, la tipología de licencia y el origen de las personas que practican la caza y, por otra parte, se examina la categoría, la localización y la extensión de los espacios cinegéticos y de los refugios de fauna. Tomando como referencia las demarcaciones administrativas y en función del índice de superficie de terreno de caza por persona, se establece una categorización en municipios demandantes, ofertantes o equilibrados en cuanto a espacios de caza. Finalmente, se valora el devenir reciente de la caza, muy condicionado por cambios de uso del suelo y de cuestionamiento de la actividad, por lo cual resulta de especial importancia la planificación cinegética.

Palabras clave: Caza; Mallorca; licencias de caza; espacios cinegéticos; planificación cinegética.

Abstract

According to the official data about the holders of hunting licenses and hunting areas provided by the hunting service of the Local Development Department - Consell de Mallorca, a detailed study is carried out on the social and territorial implications of the hunting activity on the island. Firstly, the spatial distribution, age, gender, type of license and origin of the hunters are analysed and, secondly, the category, location and extension of the hunting and non-hunting areas are examined. Administrative boundaries are used as a reference and depending on the hunting land area index per person, a categorization is established in municipalities that are requesting, bidding for or are balanced in terms of hunting spaces. Finally, the hunting situation is evaluated, which is currently conditioned by changes in land use and social questioning about the activity. In this sense, hunting planning is fundamental.

Keywords: Hunting; Mallorca; hunting licences; hunting areas; hunting planning.

1. Introducción

1.1. El área de estudio

El análisis de los aspectos sociales y territoriales de la caza en Mallorca constituye el objetivo del presente estudio.

Mallorca es la isla más extensa del archipiélago balear (3.626 km²), situada en la cuenca mediterránea occidental, concretamente al este de la Península Ibérica. Se trata de un territorio relativamente llano,

1 Consell de Mallorca. Departamento de Geografía, Universitat de les Illes Balears, España. barceloadrover@yahoo.es

2 Departamento de Geografía, Universitat de les Illes Balears, España. miquel.grimalt@uib.es

3 Departamento de Geografía, Universitat de les Illes Balears, España. jaume.binimelis@uib.es

aun cuando la planicie central (es Pla) se encuentra comprendida entre dos áreas montañosas, la *Serra de Tramuntana* en la parte noroccidental, con alturas superiores a los 1.000 m. y las *Serres de Llevant* en la zona suroriental, con cimas que alcanzan los 500 m.

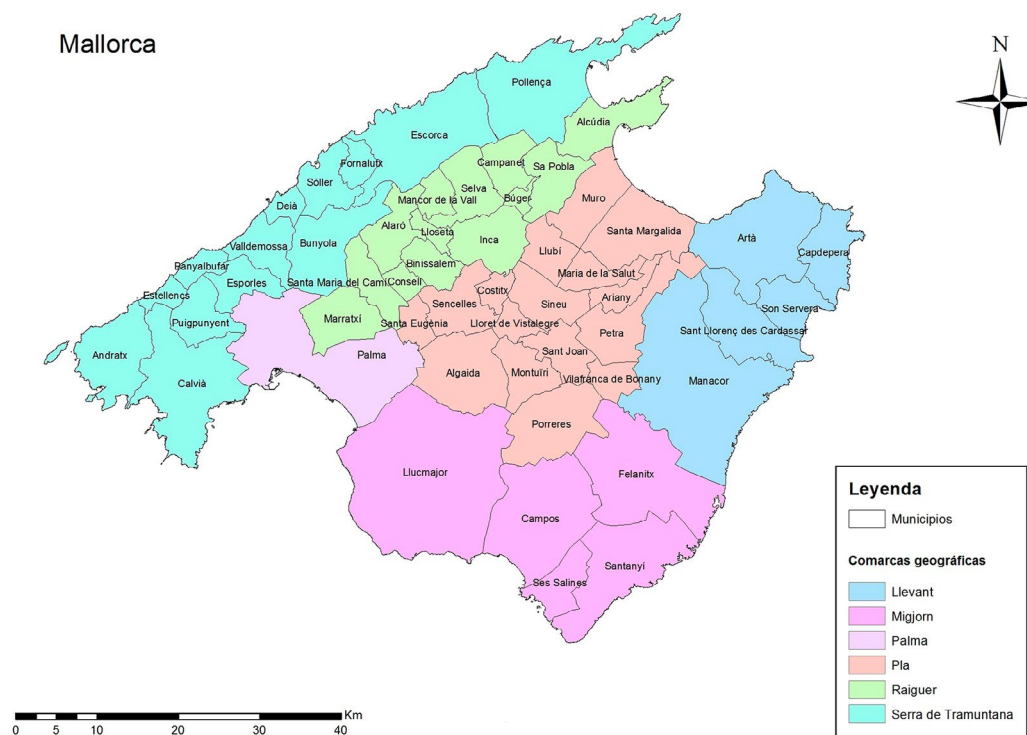
El clima insular es mediterráneo litoral, caracterizado por temperaturas moderadas a lo largo del año y una pluviometría con un mínimo estival muy marcado que viene seguido de un máximo otoñal, habiendo grandes contrastes de la lluvia anual entre las áreas montañosas septentrionales (donde se alcanzan los 1.400 mm) y el litoral meridional (donde se reduce a poco más de 300 mm).

La vegetación, típicamente mediterránea presenta extensas maquias de acebuche (*Cneoro-Ceratonietum*) dominantes en las comarcas meridionales y orientales, en tanto que el encinar (*Cyclamini-Quercetum ilicis*) constituye el bosque predominante en las áreas septentrionales y centrales.

Las zonas montañosas presentan asociaciones propias y albergan endemismos de gran valor botánico especialmente en las partes culminares y en los acantilados. A pesar de su poca significación fitosociológica el pino blanco (*Pinus halepensis*) constituye la especie arbórea más abundante, cubriendo áreas potencialmente correspondientes a encinares o acebuchales.

La fauna terrestre está constituida por especies mediterráneas, con un número reducido de taxones y ausencia de grandes mamíferos, al estar condicionada por las circunstancias de insularidad extrema y las introducciones de nuevas especies por la relativamente reciente llegada de población humana (hace unos 4.000 años). El mayor herbívoro es la cabra salvaje mallorquina (*Capra aegagrus / hircus cf. dorcas*), presente en la isla desde el inicio del poblamiento humano, y la cabra asilvestrada (*Capra hircus*) de origen doméstico reciente.

Figura 1. Mapa de municipios y comarcas de Mallorca



Fuente: Lluch i Dubon, 1997. Elaboración propia

La isla cuenta con una población de 861.430 habitantes en 2016 (Instituto de Estadística de las Islas Baleares [IBESTAT], 2017), lo que supone una densidad de 237,5 habitantes / km², que se distribuyen de forma desigual por los 53 municipios (Figura 1). La capital, Palma, concentra a prácticamente la mitad de los residentes (46,77%). En términos sectoriales, se constata una marcada terciarización de la población activa en torno al turismo estival, frente a un sector secundario decadente centrado en la construcción y una muy escasa dedicación al sector primario, estadísticamente residual. Históricamente la agricultura

ha conformado la sociedad y el hábitat tradicional, al tiempo que ha modificado el medio físico, conformando buena parte del paisaje insular. En el contexto esencialmente agroganadero se ha pasado de un modelo productivista autosuficiente a un escenario mayoritariamente desagrarizado y dependiente del exterior debido a la insularidad. La aplicación de medidas emanadas de la Política Agraria Comunitaria ha contribuido a un fuerte retroceso del sector lechero y de los cultivos asociados, a la extensificación de los sistemas agrarios, a la progresiva concentración de las explotaciones y a un gradual abandono de muchas tierras de labor. A la par, han aumentado las extensiones cerealistas, las parcelas destinadas a barbechos sociales, los espacios forestales, la agricultura ecológica y las actividades estratégicas de diversificación como el turismo rural. Estos cambios han favorecido a las especies más adaptables (paloma torcaz, liebre o cabras, por ejemplo) mientras que otras han experimentado limitaciones en sus hábitats (como es el caso de la codorniz o la tórtola salvaje). La mayor parte de los espacios de aprovechamiento cinegético insulares han experimentado reducciones en la superficie útil de caza debido a la emergencia de nuevos usos en el medio rural, sobretodo residencial, mientras que el colectivo de cazadores asume de cada vez más un importantísimo papel en la gestión ambiental de un entorno postproductivista. A grandes rasgos, la estructura socioeconómica y el modelo territorial actual responden al desarrollo turístico experimentado a partir de la segunda mitad del siglo XX. El aumento del peso específico de la población urbana, la edificación masiva de zonas litorales, el amplio desarrollo de infraestructuras de comunicación, la regresión de las prácticas agrícolas y ganaderas y la rururbanización generalizada en la mayor parte del territorio son algunos de los aspectos más significativos de un escenario insular modelado por la actividad turística.

El territorio insular se corresponde con un mosaico paisajístico en el que alternan espacios naturales de gran interés ambiental con áreas altamente humanizadas. La caza es una práctica tradicional con un importante arraigo en Mallorca que se desarrolla en espacios naturales y rurales, que entra en conflicto con la creciente terciarización económica, la urbanización de amplias áreas y la progresiva introducción de estilos de vida urbanos. Cuenta con un importante despliegue normativo que regula la actividad, destacando la Ley 6/2006 de 12 de abril, balear de caza y pesca fluvial y el reglamento 1/2012 del Consell Insular de Mallorca por el cual se regulan las vedas y los recursos cinegéticos, aprobado definitivamente el 9 de febrero de 2012, y otras normas asociadas a la gestión cinegética como son, entre otras, el decreto 72/2004, de 16 de julio, por el cual se regulan los planes técnicos de caza y los refugios de caza en las Islas Baleares y el decreto 91/2006, de 26 de octubre, de regulación de las poblaciones caprinas, de ordenación del aprovechamiento cinegético de la cabra salvaje mallorquina y de modificación de los planes técnicos.

1.2. Antecedentes: datos sobre la práctica de la caza a diversas escalas, aportaciones geográficas en el contexto nacional y revisión de estudios sobre aspectos sociales y territoriales

La práctica cinegética ha suscitado el interés de las investigaciones geográficas atendiendo a sus múltiples implicaciones sociales, territoriales y ambientales. Actualmente la caza juega un importante papel en la gestión y conservación de los espacios rurales en sentido amplio, al ser una actividad fundamentada en el aprovechamiento sostenible de los recursos cinegéticos, que contribuye positivamente en la conservación de los hábitats y ecosistemas y supone una importante dinamización económica en entornos frágiles.

A nivel mundial, según datos de 2005 del World Forum of the Future Sport Shooting Activities (WFSA) (Bernard Danzberger, 2009), se recuentan más de 56.000.000 cazadores y tiradores deportivos (Tabla 1) que se distribuyen de la manera siguiente:

Tabla 1. Número de cazadores y tiradores deportivos en el mundo

País / región	Número
Estados Unidos	26.000.000
Unión Europea	7.700.000
Canadá	7.500.000
Otros países	14.900.000
Total	56.100.000

Fuente: Bernard, 2009

España, con 980.000 cazadores es, tras Francia, el segundo país europeo con mayor número de practicantes (Federation of Associations for Hunting and Conservation of the EU [FACE], 2010) y cuenta con 43.078.467 hectáreas acotadas lo que supone el 85,14% del territorio nacional (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente [MAPAMA], 2013). Se distinguen más de 50 especies cinegéticas desigualmente repartidas por las diferentes comunidades autónomas. Asimismo, España es también un importante destino internacional para los turistas de caza, sobretudo europeos y estadounidenses, atendiendo a la calidad y singularidad de sus recursos cinegéticos (Rengifo Gallego, 2009). En términos económicos, la caza genera 3.635.756.996 € y unos 54.000 empleos (Garrido Martín, 2012).

En el contexto de las Islas Baleares, en 2008, el número de licencias de caza ascendía a más de 27.000 y el 71,97% del territorio estaba acotado con más de 1.900 cotos (Barceló, 2013), (Tabla 2). Hay un total de 27 especies cinegéticas y como muestra del arraigo de esta actividad entre la población insular se ha descrito un notable número de modalidades de caza exclusivas del territorio insular, como la caça amb cans eivissencs (caza con una raza de podencos propios de las Islas Baleares), caça de tords a coll (captura de zorzales mediante redes accionadas manualmente en zonas de paso), caça de la perdiu amb reclam i bagues (ejercida sobre perdices, que se atraen con un ave de reclamo y se capturan vivas a lazo) y caça de cabres amb llaç (caza de cabras con perros y lazo). Otro dato que confirma la tradición cinegética es la presencia de hasta 4 razas caninas venatorias: el ca eivissenc, el ca rater, el ca mè mallorquí y el ca de conills de Menorca (Bover Pujol y Rosselló Vaquer, 2016).

Tabla 2. Licencias y cotos de caza en las Islas Baleares en 2008

Isla	Licencias	Número de cotos	Superficie acotada (Ha)	Superficie media de los cotos (Ha)	% de territorio acotado
Mallorca	> 22.500	1.406	268.659,15	191,08	74,09
Menorca	2.560	475	54.092,84	113,88	78,38
Ibiza	2.005	35	34.613,36	988,95	61,04
Formentera	128	5	3.518,85	703,77	45,69
TOTAL	> 27.000	1.921	360.884,2	187,86	71,97

Fuente: Barceló Adrover, 2013.

La actividad cinegética ha sido objeto de investigación desde el campo de la geografía, aunque el volumen de artículos y publicaciones es escaso, considerando la dimensión social y territorial de la actividad cinegética. La geografía cinegética, como segmento de la Biogeografía, como parte de la Geografía Agraria o como manifestación de la Geografía del Ocio es tarea compleja e interesante, y en España se cuenta con atisbos e hipótesis interesantes y son patentes la falta de estudios básicos al respecto en muchas comunidades (López Ontiveros, 1991). Independientemente de valores y cuestiones histórico-filosóficas, el aprovechamiento de los recursos cinegéticos presenta un innegable trasfondo social y territorial que en muchas ocasiones resulta desconocido. Además, en España, la caza es una actividad muy importante y su estudio no puede quedar al margen de la reflexión del geógrafo y de otros científicos sociales (López Ontiveros, 1994).

En el conjunto de España, entre 1978 y 2015, se recuentan un total de 150 publicaciones sobre geografía y caza destacando la irregularidad temporal de las mismas y la inexistencia de líneas de investigación claras y continuadas. En las últimas décadas, los estudios sobre geografía cinegética se han incrementado considerablemente en la mitad sur peninsular y en Baleares, mientras que en otras regiones los trabajos son bastante escasos. Las referencias bibliográficas estudiadas pertenecen a las Universidades de Córdoba (López Ontiveros, Mulero Mendigorri y Valle Buenestado), Autónoma de Madrid (Martínez Garrido), Jaén (Araque y Crespo), Extremadura (Rengifo Gallego y Alvarado Corrales) e Islas Baleares (Barceló Adrover), y han centrado sus estudios principalmente en las comunidades de Andalucía, Castilla-La Mancha, Extremadura y Baleares. Estos nueve autores han intervenido en prácticamente el 80% del total de las obras estudiadas. Las temáticas dominantes en España son, por una parte, caza y Geografía Agraria, línea de investigación muy fecunda en el campo de la Geografía Rural, y, por otra, la geografía de los espacios cinegéticos, que examina las características sociales y territoriales de la caza en un marco espacial determinado (Barceló Adrover, Grimalt Gelabert y Binimelis Sebastián, 2017).

En efecto, los elementos sociales y territoriales de la actividad cinegética, es decir, número de personas cazadoras y hectáreas acotadas, son aspectos cardinales de carácter geográfico para contextualizar la práctica cinegética a cualquier escala, ya sea local, regional, estatal o internacional. En Baleares, existen algunos trabajos de esta índole principalmente sobre Mallorca (Brunet Estarellas, 1988; Aguilar y Mayol, 1988; Barceló Adrover, 2009; Murray Mas, 2012 y Barceló Adrover, 2015a) y Menorca (Pons Muñoz, 1995 y Barceló Adrover, 2015b) en los cuales se aportan datos de cazadores y territorios acotados en diferentes años. En la misma línea se ha trabajado regionalmente en espacios de alto interés cinegético como la Sierra Morena cordobesa (Mulero Mendigorri, 1993, 1995) o Extremadura (Rengifo Gallego y Sánchez Martín, 2016). A nivel nacional, diversos autores (López Ontiveros, 1981, 1991, 1994; López Ontiveros y García Verdugo, 1991 y Martínez Garrido, 2009) han manejado macrodatos sobre licencias de caza y espacios cinegéticos, e incluso en base a estos indicadores se acuñó el concepto de Boom Cinegético (López Ontiveros, 1981) para definir el espectacular aumento de la caza después de la Guerra Civil. En este sentido, existen tres indicadores claros que escenifican el aumento de la actividad cinegética en España a lo largo de la segunda mitad del siglo XX (López Ontiveros, 1991). Son los siguientes:

- A) Licencias de caza. De 1940 a 1987, las licencias de caza pasan de 139.918 en 1946 a 1.283.353 en 1987. En total, el incremento es superior al millón de licencias.
- B) Espacios cinegéticos. En 1986, las tierras sometidas a régimen especial según la Ley de Caza, suponen un 78,69% de la superficie nacional.
- C) Significado económico de la caza. En 1985 (Metra Seis, 1985) la generación de renta por la caza se calcula en cerca de 80.000 millones de pesetas y los puestos de trabajo derivados en algo más de 15.000. No obstante, cabe indicar que estos datos presentan algunas objeciones atendiendo a aspectos derivados de la muestra y/o de la extrapolación.

En el ámbito nacional no se han localizado trabajos geográficos de actualización de los referenciados que sirven de punto de partida para el presente estudio ni tampoco afines en cuanto a metodología, si bien son frecuentes las publicaciones regionales desde diversas ópticas disciplinares con patrones de análisis de carácter socioeconómico (Econométrica Investigación social, 2009, Fundación Caza sostenible y biodiversidad (FUNCASBIOD), 2016 o González Arenas, Arias de Reyna Martínez y Ruiz Avilés, 2004) o que utilizan variables sociales o territoriales para centrar las investigaciones (Serrano García, 2005; Rengifo Gallego, 2012; Monge Gómez, 2012 o Crespo Guerrero, 2013).

No obstante, recientemente se ha publicado un completo y actualizado estudio del impacto social y económico de la caza en España en relación al 2016 (Andueza, Lambarri, Urda, Prieto, Villanueva y Sánchez García, 2018a) que evalúa la actividad cinegética principalmente desde las perspectivas económicas, sociales y ambientales. Según este trabajo, la caza moviliza en España 5.470 millones de €, contribuye al mantenimiento de 186.758 empleos anuales y genera el 0,3% del PIB nacional. En términos sociales, en el 2013 se expidieron 848.243 licencias de caza y en el ámbito territorial, en el 2015, el 87% de la superficie nacional se encuentra acotada mediante más de 32.000 cotos (Andueza *et al.*, 2018 a partir de datos del MAPAMA).

A nivel europeo, por poner algunos ejemplos, Francia dispone de estudios muy pormenorizados a nivel social sobre el perfil del cazador (Pinet, 1993) y en Suiza, el Cantón de la Caza, la Pesca y la Fauna, presenta anualmente unas depuradas estadísticas sobre especies y capturas orientadas a mejorar la planificación cinegética (www.vs.ch). En el continente americano, Estados Unidos publica cada quinquenio una extensa encuesta a nivel nacional sobre pesca, caza y actividades recreativas asociadas a la vida silvestre (www.census.gov/prod/www/fishing.html).

1.3. Objetivos

El objetivo principal del presente estudio consiste en analizar las implicaciones territoriales de la actividad cinegética en Mallorca, definiendo a escala municipal la distribución de la oferta y demanda de la misma, elaborando una clasificación municipal a partir de criterios fundamentados en indicadores básicos de ámbito social y territorial. Como objetivos secundarios, aunque preceptivos y conducentes a conseguir el análisis territorial propuesto, se plantean analizar diferentes características de los titulares de licencias de caza (recuento del total de titulares de licencias de caza, número total de licencias, localidad de residencia de los titulares de las mismas, presencia de cazadores foráneos, edad y género de las perso-

nas que cazan) y de los espacios cinegéticos y no cinegéticos presentes en la isla (tipologías de espacios en dónde se puede cazar y de aquellos dónde esta actividad está limitada, recuento, extensión y localización).

Se supone que en Mallorca se pueden distinguir comportamientos contrastados entre los municipios en función de la disponibilidad de terrenos de caza por cazador residente, pudiéndose diferenciar entre municipios ofertantes (que tienen una elevada superficie acotada por cazador local), demandantes (que presentan un gran número de licencias en relación al espacio de caza disponible) y equilibrados (en dónde los parámetros mantienen una relación equitativa).

La hipótesis de partida se centra en que, en un espacio insular con una amplia variedad paisajística debida a la combinación de factores físicos y humanos, y con alta densidad de población tiene que haber diferencias importantes entre demarcaciones municipales en lo que se refiere a terrenos de caza disponibles.

Con base a un índice entre disponibilidad territorial y el factor social debe de ser posible clasificar los municipios en cuanto a presión cinegética. Esta clasificación puede tener un notable interés aplicado, en relación a la planificación de la caza llevada a cabo por la administración autonómica balear, con los planes técnicos de caza mencionados en la Ley 6/2006 de caza y pesca fluvial (BOIB, núm. 61, 27/04/2006 y en la Ley 42/2007, de patrimonio natural y biodiversidad (BOE núm. 299, 14/12/2007).

A una escala más amplia, tiene que ser posible discernir una clara tendencia evolutiva del número de personas que practican la caza y de los espacios acotados, que *a priori* puede intuirse a la baja en los dos casos atendiendo a los actuales factores urbanos, de pérdida de identidad con el medio rural y de cambio de usos del suelo.

En el trasfondo de estas cuestiones gravita el papel del sector cinegético en la aplicación de estrategias de desarrollo rural y conservación ambiental.

2. Metodología

La metodología se basa en el análisis de datos sobre titulares de licencias de caza, espacios cinegéticos y espacios no cinegéticos (refugios de fauna) de los municipios de Mallorca en el año 2013. Se han utilizado los últimos datos depurados y disponibles facilitados por el Servicio de Caza del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca, administración competente en materia cinegética. En el caso de los titulares de licencias de caza comprende todo el año 2013 y para los espacios cinegéticos son de 1 de enero de 2013.

La información estadística proporcionada por el Consell de Mallorca se ha estructurado en una compleja base de datos relacional, sobre la cual se han realizado los diferentes cálculos, utilizando la aplicación Microsoft Excel, que reflejan los indicadores básicos de la actividad: número de titulares de licencia de caza y número de hectáreas acotadas, por municipio. Hay que resaltar que un aspecto diferencial de este trabajo es que se depuran el número total de personas que cazan o titulares de licencia de caza, diferenciándose claramente de la mayoría de estudios que citan licencias de caza a sabiendas que una persona puede disponer de más de una de dichas licencias. Atendiendo a la calidad de los campos asociados a cada indicador se ha podido extraer el total de licencias de caza, la edad y el género de los titulares y, en el caso de los cotos / refugios de fauna, el número existente en cada municipio y su tipología.

Complementariamente, se han utilizado datos de población de 2013 obtenidos del IBESTAT (2013) al objeto de poder cuantificar el porcentaje de personas cazadoras en el conjunto de la sociedad insular. Mediante las tipologías de licencia de caza y analizando los formatos de los documentos de identidad de cada persona se han conseguido discernir y contabilizar los cazadores no nacionales.

La información cuantitativa sobre las variables territoriales se ha calculado a partir de la cartografía original proporcionada por la administración (Servicio de Caza del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca) y utilizando sistemas de información geográfica, tratándose por tanto de una información estadística original e inédita. La capa vectorial de núcleos urbanos se refiere a superficies edificadas (núcleos urbanos, zonas deportivas, aeropuertos,...), y se ha utilizado para poder valorar y representar con exactitud y por defecto, una vez superpuestos los cotos y refugios de fauna, los terrenos popularmente conocidos como libres. Estos terrenos libres bien pueden ser cinegéticos (si disponen de plan técnico propio o si el ayuntamiento en cuestión se adhieren al plan marco que elabora anualmente el Consell de Mallorca) o no cinegéticos (no disponen de planificación cinegética). A efectos del presente estudio, este terrenos se consideran cinegéticos, de ahí la denominación de terrenos susceptibles de apro-

vechamiento cinegético a los terrenos cinegéticos más los terrenos libres. Cabe considerar que esta capa no representa las vías de comunicación ni las viviendas o edificios aislados en suelo rústico, que a efectos de práctica cinegética son zonas de seguridad. El análisis geográfico y la representación cartográfica se ha realizado con el programa ArcGIS de ESRI, concretamente con la aplicación ArcMap v.10., y entre otros, se ha obtenido un mapa de Mallorca temático estructurado en espacios cinegéticos y espacios no cinegéticos.

Es preciso indicar que los datos de titulares de licencias de caza publicados en este trabajo presentan mejoras respecto de los publicados anteriormente (Barceló Adrover, 2015a y 2015b). Esto se debe a tres razones principales. Primeramente, el año 2010 tuvo lugar el traspaso de competencias en materia de caza desde el gobierno autónomo de las Islas Baleares a los respectivos consejos insulares, lo que llevó aparejados cambios en los sistemas de tratamiento y volcado de datos. En segundo lugar, desde hace aproximadamente una década se emiten licencias de caza por uno, dos y tres años, hecho que ha introducido nuevas variables dificultando el recuento de las licencias activas en un momento determinado. Finalmente, y de forma definitiva al ser detectados algunos errores metodológicos en recuento de titulares, el Servicio de Caza del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca, durante los últimos años ha realizado los ajustes necesarios tanto en el software de expedición de licencias de caza como en la formación del personal para poder disponer de datos muy precisos sobre titulares y licencias en un periodo determinado. Así pues, los datos que se presentan en los próximos apartados han sido totalmente validados metodológicamente por la administración competente.

La obtención de información precisa sobre el total de cazadores y de espacios cinegéticos resulta fundamental para enmarcar los estudios cinegéticos y realizar una correcta interpretación de la realidad a cualquier escala de trabajo. Aunque existan datos publicados por las administraciones y / o entidades venatorias, se ha detectado una falta de actualización de las estadísticas oficiales en España (González Arenas, Arias de la Reyna Martínez y Ruíz Avilés, 2004; Martínez Garrido, 2009) —error repetido tradicionalmente— y además la estadística oficial de la caza es incompleta, se encuentra dispersa y no es homogénea (Martínez-Jauregui, Arenas y Herruzo, 2011). Por una parte, el número de licencias de caza no refleja el número total de cazadores, al poder concurrir en una misma persona más de una licencia, bien sea para practicar diferentes modalidades o para cazar en diferentes comunidades autónomas. Además, y aunque las licencias están sujetas a tasas y son personales e intransferibles, los datos transferidos por las comunidades autónomas, provincias o consejos insulares al MAPAMA no siempre responden a un mismo estándar metodológico. La normativa diversificada a nivel territorial conlleva que en algunas regiones se emitan licencias por uno, dos o tres años, no coincidiendo las licencias emitidas en un año con las vigentes para dicho período. Por otra parte, y en lo que a terrenos cinegéticos se refiere, los datos aportados por las Comunidades Autónomas no son siempre exactos (por ejemplo, en el año 2010, en la estadística del Ministerio faltan los datos de terrenos cinegéticos de 4 comunidades autónomas). No obstante, la progresiva incorporación de complejos programas de gestión de licencias y herramientas SIG en las administraciones competentes en caza, junto con criterios de recopilación de datos concisos, supone una importante mejora en este campo.

En el caso que nos ocupa sobre Mallorca, por lo que se refiere al apartado social de la caza, se han utilizado únicamente datos de titulares (es decir, personas físicas) de licencias de caza a partir del identificador DNI (para evitar duplicados) y no simplemente licencias de caza. Este es uno de los puntos más innovadores del trabajo, ya que en la mayoría de investigaciones similares es muy frecuente utilizar licencias de caza, aceptando implícitamente dobles contabilizaciones. En el apartado territorial se ha hecho uso de la capa vectorial de espacios cinegéticos, revisando espacialmente las duplicidades mediante el identificador número de matrícula de coto y corrigiendo eventuales solapamientos entre acotados.

Así pues, del producto obtenido entre el número de titulares de licencias de caza y el número de hectáreas acotadas se categorizan los municipios en ofertantes, demandantes y equilibrados. Para establecer los límites entre las diversas categorías, se ha tomado como referencia el decreto 72/2004 por el cual se regulan los planes técnicos de caza y los refugios de caza de las Islas Baleares. Según dicha norma el número de cazadores por hectárea en un coto con plan técnico de régimen general (que son la mayoría) es de 3 en relación a las 30 primeras hectáreas o fracción; a partir de este mínimo se incrementa el número de usuarios permitidos en un cazador más por cada 20 hectáreas o fracción. Consecuentemente en el presente estudio se establece como referencia el intervalo óptimo de entre 15 y 25 hectáreas por cazador. La categorización resultante se define en base a los siguientes intervalos de clase:

- ≥ 15 y ≤ 25 ha cazador: municipio equilibrado
- $> 7,5$ ha y < 15 ha cazador: municipio demandante
- $\leq 7,5$ ha cazador: municipio gran demandante
- > 25 ha y $50 \leq$ ha cazador: municipio ofertante
- > 50 ha cazador: municipio gran ofertante

Los municipios equilibrados serán aquellos en que cada cazador dispone de entre 15 y 25 hectáreas para cazar, los municipios demandantes son los que cada cazador tiene menos de 15 hectáreas de terreno de caza y los municipios ofertantes son aquellos en que cada persona practicante de la actividad cinegética dispone de más de 25 hectáreas aptas para la misma. Para afinar aún más la clasificación, se han establecido dos categorías extremas de municipios: grandes demandantes (valor demandante / 2) y grandes ofertantes (valor ofertante x 2), respectivamente.

En definitiva, esta aportación pretende realizar un estudio de base regional sobre la actividad cinegética en el ámbito territorial de Mallorca siguiendo similitudes con la Ley 7/1985, de 2 de abril, reguladora de las Bases de Régimen Local, la cual establece que los elementos básicos del municipio son el territorio, la población y la organización. Así pues, en función de la normativa y la organización establecida por la Ley 6/2006 de 12 de abril balear de caza y pesca fluvial, se analiza en detalle el padrón de titulares de licencias de caza, se evalúa el territorio insular sometido a régimen cinegético y sus diferentes figuras y se extraen indicadores de cazadores por hectárea que permitan categorizar los municipios en cuanto a su capacidad de carga, además de poder realizar comparativas con otros lugares a partir de estadísticas oficiales.

3. Resultados

3.1. Aspectos sociales de la caza

Para realizar un análisis social de la caza en Mallorca se ha determinado el número total de cazadores existentes, su localidad de residencia, la edad, la distribución por sexos, el número de cazadores en relación con el total de población, el tipo de licencias más frecuentes y la importancia del turismo cinegético.

3.1.1. Titulares de licencia de caza

A partir de los datos proporcionados por el Servicio de Caza del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca, se han contabilizado 18.236 titulares de licencias de caza en Mallorca (2013). Existe una alta correlación entre titulares de licencias y la población y la extensión de las demarcaciones municipales (Tabla 3).

Si se realiza una comparativa entre Palma (capital insular) y el resto de la isla, la primera con un 46,04% de la población aporta el 24,18% de los titulares de licencias de caza mientras que el resto de municipios con un 53,96% de la población total aporta el 73,96%. Dejando aparte a la capital, las cifras más altas de titulares de licencias de caza en términos absolutos las encontramos en los municipios con mayor número de residentes y más extensos, situados en el sur y sureste de la isla (Llucmajor, Manacor, Felanitx, Campos y Santanyí) y los principales núcleos del Raiguer —pie de monte de la sierra de Tramuntana— (Inca y Marratxí) y de la zona montañosa propiamente dicha (Sóller y Calvià). Opuestamente, se sitúan los municipios con baja población y / o de pequeña extensión de la sierra de Tramuntana y del llano central como Escorca, Estellencs, Banyalbufar, Deià, Búger, Fornalutx, Puigpunyent, Lloret, Ariany y Costitx (Figura 2).

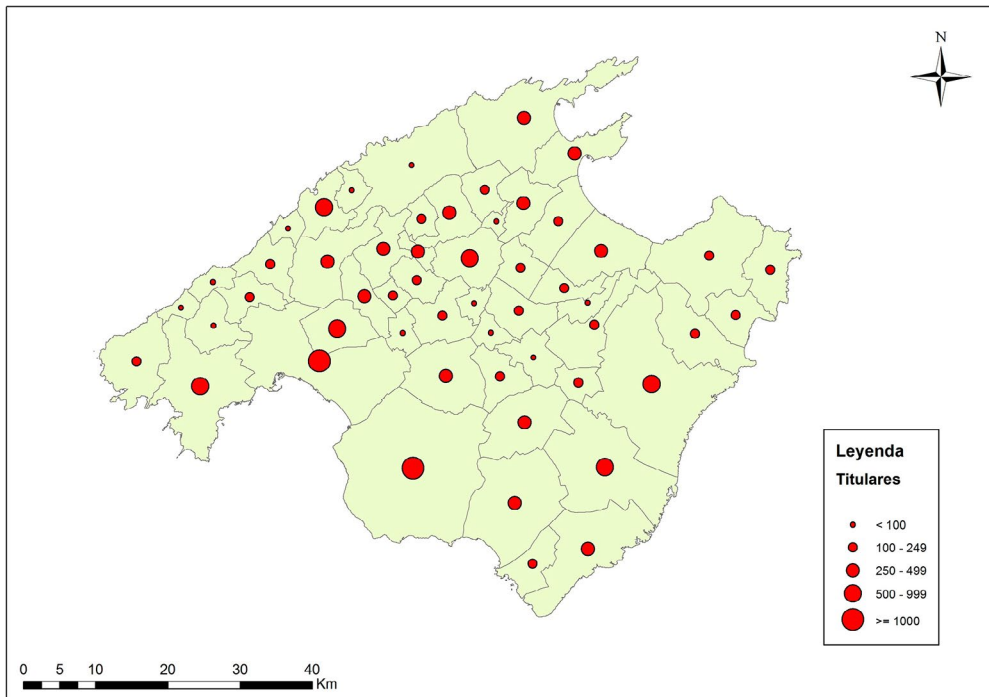
La valoración cambia considerablemente en cuando se pasa a analizar el número de cazadores en relación a la población total. Se obtiene que, para el conjunto de la isla, hay 2,11 cazadores por cada 100 habitantes, o lo que es lo mismo, hay 1 cazador por cada 47 habitantes. Los índices más elevados se localizan en municipios de la Sierra y del interior como Mancor, Ariany, Alaró, Selva, Porreres, Costitx, Valldemossa, Algaida o Lloret, mientras que las demarcaciones con menor afición cinegética en el conjunto de la sociedad se encuentran en la conurbación constituida por Palma-Calvià-Marratxí y en municipios costeros con alta actividad turística como Andratx o Alcúdia, y en algún municipio de la Sierra como es el caso de Fornalutx (Figura 3).

Tabla 3. Relación por municipios de titulares de licencia de caza, porcentaje sobre el total de licencias de la isla, población total y porcentaje de titulares de licencia de caza sobre la población municipal

Municipio	Titulares de licencia de caza 2013	% sobre el total de titulares de licencia de caza	Población 2013	% de titulares sobre población total
Alaró	367	2,01	5.217	7,03
Alcúdia	299	1,64	20.163	1,48
Algaida	326	1,79	5.382	6,06
Andratx	153	0,84	10.748	1,42
Ariany	66	0,36	914	7,22
Artà	248	1,36	7.415	3,34
Banyalbufar	16	0,09	583	2,74
Binissalem	164	0,90	7.792	2,10
Búger	40	0,22	1.029	3,89
Bunyola	261	1,43	6.619	3,94
Calvià	518	2,84	52.272	0,99
Campanet	153	0,84	2.581	5,93
Campos	497	2,73	10.144	4,90
Capdepera	174	0,95	11.247	1,55
Consell	108	0,59	3.834	2,82
Costitx	74	0,41	1.192	6,21
Deià	33	0,18	756	4,37
Escorca	15	0,08	252	5,95
Esporles	200	1,10	4.991	4,01
Estellencs	16	0,09	369	4,34
Felanitx	751	4,12	17.359	4,33
Fornalutx	9	0,05	692	1,30
Inca	631	3,46	31.032	2,03
Lloret	75	0,41	1.251	6,00
Lloseta	290	1,59	5.680	5,11
Llubí	101	0,55	2.324	4,35
Llucmajor	1.075	5,89	37.257	2,89
Manacor	889	4,87	41.049	2,17
Mancor	151	0,83	1.321	11,43
Maria	124	0,68	2.140	5,79
Marratxí	593	3,25	35.258	1,68
Montuiri	170	0,93	2.838	5,99
Muro	230	1,26	6.977	3,30
Palma	4.409	24,18	398.162	1,11
Petra	167	0,92	2.806	5,95
Pollença	456	2,50	16.200	2,81
Porreres	349	1,91	5.496	6,35
Puigpunyent	57	0,31	2.010	2,84
Sa Pobla	286	1,57	12.901	2,22
Sant Joan	89	0,49	1.973	4,51
Sant Llorenç	158	0,87	7.857	2,01
Santa Eugènia	90	0,49	1.723	5,22
Santa Margalida	307	1,68	12.243	2,51
Santa Maria	287	1,57	6.500	4,42
Santanyi	444	2,43	11.784	3,77
Selva	262	1,44	3.869	6,77
Sencelles	112	0,61	3.234	3,46
Ses Salines	182	1,00	5.273	3,45
Sineu	163	0,89	3.715	4,39
Sóller	763	4,18	14.229	5,36
Son Servera	229	1,26	11.146	2,05
Valldemossa	124	0,68	2.042	6,07
Vilafranca	146	0,80	2.922	5,00
Otros	217	1,19	0	0,00
Indet.	122	0,67	0	0,00
TOTAL	18.236	100,00	864.763	2,11

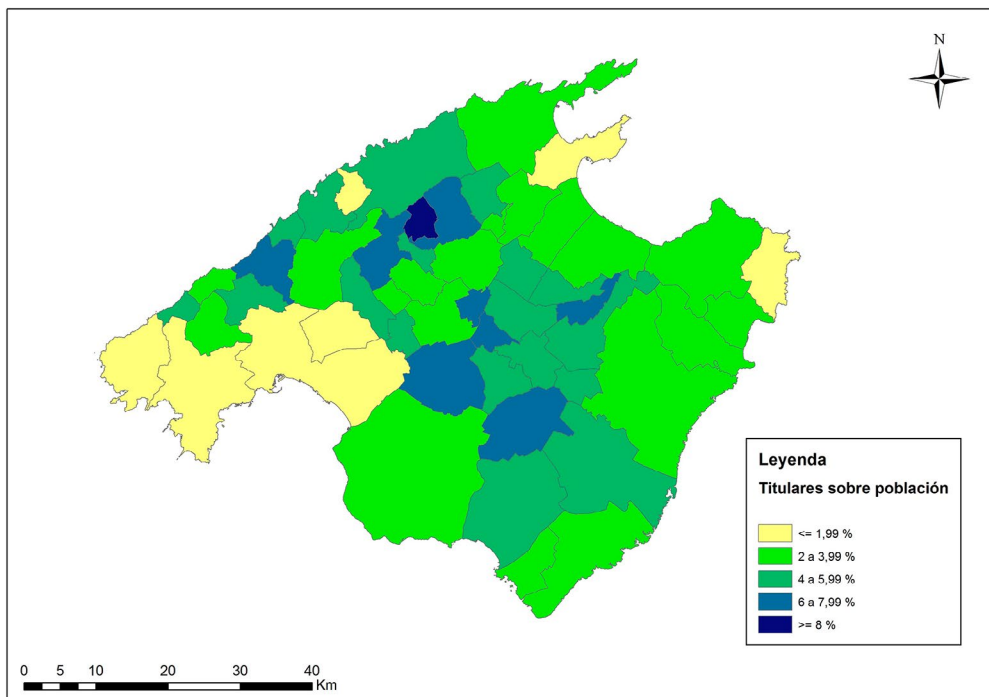
Fuente: Servicio de Caza del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca (2013) e IBESTAT (2013). Elaboración propia

Figura 2. Distribución municipal de los titulares de licencia de caza



Elaboración propia

Figura 3. Densidad de titulares de licencia de caza en relación a la población total



Elaboración propia

3.1.2. Edad de las personas titulares de licencia de caza

La distribución por edades del colectivo de cinegético refleja un notable envejecimiento y evidencia la falta de relevo generacional. Los grupos de más de 50 años son claramente más numerosos que los que no

alcanzan esta edad. Incluso los cazadores que tienen más de 81 años son más numerosos que los menores de 21 años. La edad media de los titulares de licencia de caza en Mallorca es de 53,5 años.

De los 18.236 titulares con licencia de caza en vigor en Mallorca, el 2,12% tiene menos de 21 años, el 19,36% tiene entre 21 y 40 años, el 41,72% tiene una edad entre los 41 y los 60 años, el 33,97% tiene una edad entre 61 y 80 años, y un 2,66% tiene más de 81 años. No se ha podido obtener la edad de un 0,17% de titulares (Tabla 4).

Tabla 4. Grupos de edad de las personas titulares de licencia de caza en Mallorca, 2013

Grupo de edad (años)	Titulares	Porcentaje
<21	386	2,12
21-30	1.135	6,22
31-40	2.396	13,14
41-50	3.676	20,16
51-60	3.932	21,56
61-70	4.071	22,32
71-80	2.124	11,65
>81	485	2,66
Indet.	31	0,17
Total	18.236	100,00

Fuente: Servicio de Caza del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca (2013). Elaboración propia

3.1.3. Género de las personas titulares de licencia de caza

La caza en Mallorca es practicada mayoritariamente por hombres, la presencia femenina es estadísticamente ínfima. Del total de los 18.236 titulares de licencias de caza en Mallorca únicamente 293 son mujeres (1,61%) (Tabla 5). En cuanto al género femenino, los municipios con mayor número absoluto de licencias son Palma (81), Manacor y Lluçmajor (con 20), Marratxí (13) y Sóller e Inca (12). Diez municipios no disponen de ninguna licencia de caza femenina. Comparando el número de licencias femeninas en relación con la población municipal mayor de 15 años, se obtiene que los mayores porcentajes se obtienen en municipios de montaña atendiendo sobre todo a razones históricas de participación de la mujer en la modalidad ancestral de zorzales *a coll*, tradición que a día de hoy aún perdura (Barceló Adrover y Seguí Campaner, 2017).

Tabla 5. Distribución por géneros de las personas titulares de licencia de caza en Mallorca, 2013

Género	Titulares	Porcentaje
Masculino	17.604	96,53
Femenino	293	1,61
Indet.	339	1,86
Total	18.236	100,00

Fuente: Servicio de Caza del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca (2013). Elaboración propia

3.1.4. Tipologías de licencias de caza y recargos

La licencia de caza de las Islas Baleares es el documento personal e intransferible cuya tenencia es necesaria para practicar la caza en el ámbito territorial de esta comunidad autónoma. Existen diferentes tipologías de licencia según la modalidad de caza a practicar o la nacionalidad de la persona cazadora (Tabla 6). En 2013 se expidieron 21.323 licencias de caza en Mallorca. Abundan sobremedida, constituyendo más de las tres cuartas partes del total, las licencias genéricas *A1* que habilitan para la caza menor, tanto con arma como sin arma. No obstante, cabe considerar que un 7,36% de practicantes de la caza en Mallorca se decanta por modalidades que no utilizan arma de fuego (caza de *tords a coll* y con podencos ibicencos, principalmente según informaciones del Servicio de Caza del Departament de Desenvolupa-

ment Local del Consell de Mallorca). Y, en referencia a licencias por modalidades particulares, destaca la caza de perdiz con reclamo que reúne a más del 10% del total de licencias expedidas.

Tabla 6. Distribución de las tipologías de licencias de caza expedidas en Mallorca, 2013

Licencia	Habilitación	Número	%
A1	Caza con arma y sin arma, para mayores de 18 años	16.627	77,98
A2	Caza con arma y sin arma, para menores de 14 a 18 años	133	0,62
B1	Caza sin arma de fuego, para mayores de 18 años	1.569	7,36
B2	Caza sin arma de fuego, para menores de 18 años	70	0,33
C1	Cetrería	112	0,53
C2	Perdiz con reclamo	2.444	11,46
C3	Hurón	269	1,26
A3	Licencia temporal de un mes para caza menor (no comunitarios)	62	0,29
C5	Licencia de un mes para trofeo de caza homologable	37	0,17
Total		21.323	100

Nota: Las licencias C siempre tienen que ir acompañadas de una del tipo A o B

Fuente: Servicio de Caza del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca. Elaboración propia

Los recargos de caza mayor van asociados a las licencias de caza A1, A2, B1, B2 y A3, y habilitan a la persona interesada para la práctica de la caza mayor. En el 2013, prácticamente una de cada siete licencias susceptibles de disponer recargo, dispone de la habilitación para la práctica de la caza mayor (Tabla 7). La caza de cabras es la única actividad de caza mayor que se practica en la isla y se ha popularizado de una forma relativamente reciente en Mallorca. Hoy por hoy, la caza mayor despierta un gran interés tanto en el cazador local como en el turista cinegético debido, entre otros factores, a la recuperación de la cabra salvaje mallorquina o *Balearian boc*, a la homologación de trofeos por parte de organismos internacionales (Safari Club International y Conseil International de la Chasse), al diseño de estrategias de gestión en los cotos (Certificado de Calidad de Caza Mayor), a los avances normativos específicos, a la diversidad de modalidades asociadas (rifle, arco y perros y lazo) y a su contribución en la conservación y sostenibilidad de los espacios de montaña (Seguí Campaner, *et al.*, 2014; Barceló Adrover, Seguí Campaner y Rengifo Gallego, 2017).

Tabla 7. Recargos de caza mayor expedidos en Mallorca, 2013

Recargos	Habilitación	Número	% sobre licencias con R
R	Recargos para la práctica de la caza mayor	2.573	13,93

Fuente: Servicio de Caza del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca. Elaboración propia

Como apunte complementario cabe indicar que en 2014 los ingresos obtenidos por el Consell de Mallorca mediante las licencias de caza fueron 435.417,87 € (se expidieron un total de 11.420 licencias, aunque había más en vigor debido a que se pueden tramitar por uno, dos o tres años) y los ingresos derivados de las matrículas de cotos de caza fueron 372.231,48 €. Por otra parte, se otorgaron 133.369,29 € a las sociedades de cazadores en concepto de subvenciones para el desarrollo de actividades sociales y ambientales.

3.1.5. Origen de los titulares de licencia de caza

La gran mayoría de los titulares de licencia de caza (96,41%) residen en la comunidad autónoma de las Islas Baleares y el resto se distribuye entre otras regiones españolas (0,53%), extranjeros (2,62%, de los cuales un 2,26% son de la Comunidad Europea y un 0,36% son extracomunitarios) habiendo un pequeño porcentaje de indeterminados por falta de datos (0,44%). Cabe destacar la importancia de cazadores internacionales, con cifras que quintuplican los procedentes de otras comunidades españolas, hecho que pone de relieve la importancia del turismo cinegético en la isla (Barceló Adrover, Seguí Campaner y Rengifo Gallego, 2017) (Tabla 8).

Tabla 8. Origen de las personas titulares de licencia de caza en Mallorca, 2013

Origen	Número	%
CAIB	17.581	96,41
Otras comunidades	96	0,53
Comunidad Europea	413	2,26
No Comunitarios	65	0,36
Indeterminado	81	0,44
Total	18.236	100,00

Fuente: Servicio de Caza del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca. Elaboración propia

3.2. Aspectos territoriales

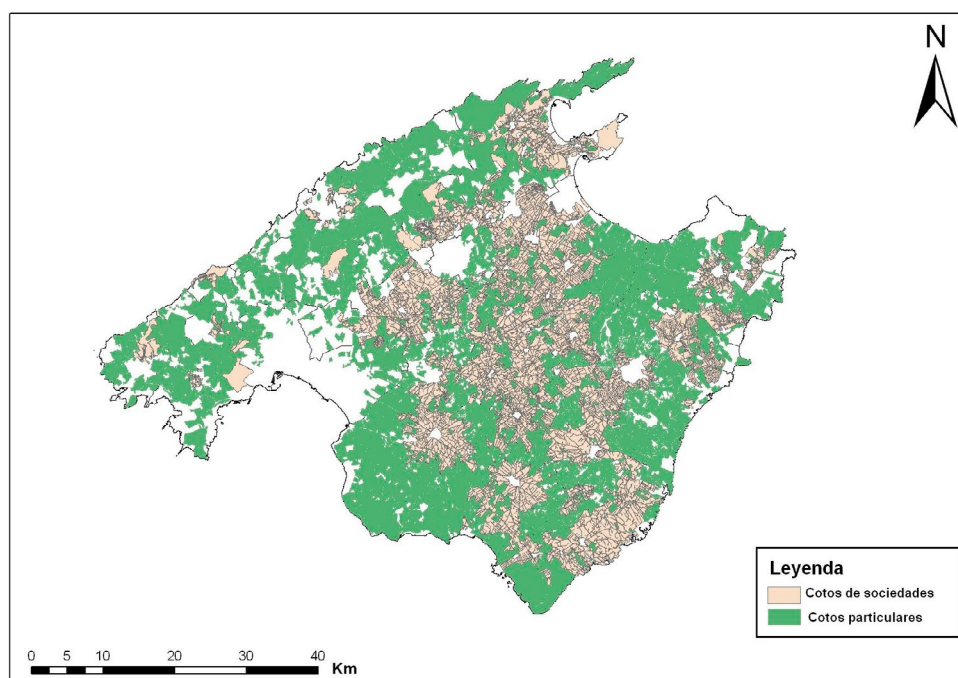
El ámbito territorial de la caza se refiere a los terrenos cinegéticos y no cinegéticos definidos por la *Ley 6/2006 de 12 de abril, balear de caza y pesca fluvial*. Según la misma se consideran como espacios cinegéticos los cotos, las zonas de caza controlada y los terrenos gestionados de aprovechamiento común, popularmente conocidos como terrenos libres. Los refugios de fauna son terrenos excluidos de la práctica venatoria.

3.2.1. Los cotos de caza

En fecha de 1 de enero de 2013, la isla de Mallorca (se excluyen las islas adyacentes como sa Dragonera y el subarchipiélago de Cabrera) dispone de 280.276,11 ha vedadas, es decir, el 77,44% del territorio mallorquín se encuentra acotado. Las diferentes categorías administrativas son los cotos de sociedades locales, los cotos particulares, los cotos sociales, los cotos intensivos y los cotos públicos.

Por número y extensión dominan los cotos particulares, mientras que las sociedades de cazadores destacan por la gran cantidad de hectáreas gestionadas, superando 1/3 de la superficie acotada. Las 59 sociedades locales distribuidas en prácticamente todos los municipios gestionan 78 cotos, la mayoría de caza menor, y cuentan con más de 7.500 personas practicantes de la caza afiliadas (Barceló Adrover, Grimalt Gelabert y Binimelis Sebastián, 2015). Los cotos intensivos tienen escasa representatividad y son inexistentes los cotos públicos y sociales (Tabla 9).

Figura 4. Espacio acotado en Mallorca, 2013



Fuente: Servicio de Caza del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca. Elaboración propia

Tabla 9. Tipologías de cotos, 2013

	Cotos de sociedades locales	Cotos particulares	Cotos sociales	Cotos intensivos	Cotos públicos
Número	78	1.388	0	5	0
Superficie (Ha)	100.836,03	179.440,08	0	1.005,21	0

Nota: los cotos intensivos son al mismo tiempo cotos particulares

Fuente: Servicio de Caza del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca. Elaboración propia

La superficie vedada en Mallorca se distribuye entre 1.466 cotos que suma un total de 280.276,11 ha vedadas (Tabla 10). El municipio con mayor número de cotos es Lluçmajor con 259 y el que menos tiene es Búger con 2. La media es de 27,66 cotos por término municipal. La mayoría de términos tienen más del 80% del territorio vedado, siendo el tapiz acotado más denso en el centro y sur de la isla.

Tabla 10. Municipios de Mallorca con su superficie, superficie acotada, número de cotos, porcentaje del municipio acotado y superficies medias de los cotos de caza, 2013

Municipio	Superficie total (ha)	Superficie acotada (ha)	Número de cotos	% del municipio acotado	Superficie media de los cotos (ha)
Alaró	4.572	3.138,65	36	68,65	87,18
Alcudia	6.042	4.380,46	11	72,50	398,22
Algaida	8.970	7.184,73	58	80,10	123,87
Andratx	7.805	5.110,33	17	65,48	300,61
Ariany	2.321	2.209,83	9	95,21	245,54
Artà	13.971	9.439,82	44	67,57	214,54
Banyalbufar	1.793	1.179,71	4	65,80	294,93
Binissalem	2.979	2.810,61	5	94,35	562,12
Búger	836	609,74	2	72,94	304,87
Bunyola	8.494	6.515,82	38	76,71	171,47
Calvià	14.534	10.360,22	46	71,28	225,22
Campanet	3.519	2.993,64	19	85,07	157,56
Campos	14.931	13.914,66	90	93,19	154,61
Capdepera	5.513	3.613,09	9	65,54	401,45
Consell	1.368	939,00	3	68,64	313,00
Costitx	1.551	1.399,99	11	90,26	127,27
Deià	1.528	669,62	5	43,82	133,92
Escorca	14.007	9.227,17	32	65,88	288,35
Esporles	3.550	1.766,83	14	49,77	126,20
Estellencs	1.341	599,98	6	44,74	100,00
Felanitx	16.972	15.258,68	65	89,91	234,75
Fornalutx	1.933	1.497,62	7	77,48	213,95
Inca	5.812	2.524,62	23	43,44	109,77
Lloret de vistalegre	1.743	1.684,62	13	96,65	129,59
Lloseta	1.317	588,29	3	44,67	196,10
Llubí	3.484	3.347,38	13	96,08	257,49
Lluçmajor	32.683	29.982,46	259	91,74	115,76
Manacor	25.980	21.185,16	115	81,54	184,22
Mancor	2.007	1.663,59	10	82,89	166,36
Maria de la Salut	3.079	2.919,36	17	94,82	171,73
Marratxí	5.428	2.318,30	15	42,71	154,55
Montuïri	4.100	3.907,81	13	95,31	300,60
Muro	5.866	3.541,93	8	60,38	442,74
Palma	19.518	5.535,16	45	28,36	123,00
Petra	7.033	6.546,07	22	93,08	297,55
Pollença	14.962	13.705,66	48	91,60	285,53
Porreres	8.699	8.247,55	41	94,81	201,16
Puigpunyent	4.171	2.704,01	17	64,83	159,06
Sa Pobla	4.788	3.476,64	11	72,61	316,06
Sant Joan	3.844	3.637,09	6	94,62	606,18
Sant Llorenç	8.165	6.912,88	34	84,66	203,32

Santa Eugènia	2.023	1.735,63	9	85,79	192,85
Santa Margalida	8.647	7.872,86	37	91,05	212,78
Santa Maria del Camí	3.740	3.029,15	9	80,99	336,57
Santanyí	12.432	11.359,84	18	91,38	631,10
Selva	4.801	3.902,11	15	81,28	260,14
Sencelles	5.280	4.660,35	37	88,26	125,96
Ses Salines	3.875	3.573,95	8	92,23	446,74
Sineu	4.759	4.502,65	26	94,61	173,18
Sóller	4.218	1.906,86	14	45,21	136,20
Son Servera	4.275	3.273,87	16	76,58	204,62
Valldemossa	4.303	2.909,21	21	67,61	138,53
Vilafranca de Bonany	2.386	2.300,85	12	96,43	191,74
Total Mallorca	361.948	280.276,11	1.466	77,44	191,18

Fuente: Servicio de Caza del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca. Elaboración propia

3.2.2. Total de espacios cinegéticos, refugios de fauna y núcleos urbanos: La definición del mapa cinegético de Mallorca

La actividad cinegética asume una gran importancia territorial en Mallorca. Si a las cifras de espacios acotados se añaden las 6 zonas de caza controlada con una superficie de 1.670,58 ha (0,46% del territorio insular) y los terrenos libres que alcanzan una superficie de 51.072,08 ha (14,11% del territorio insular) el resultado es que 333.018,83 ha (92,01%) son susceptibles de aprovechamiento cinegético en Mallorca (Tabla 11).

Las zonas de caza controlada son espacios cinegéticos gestionados por la Administración situados mayoritariamente en zonas de montaña y en los que las actividades cinegéticas se limitan en gran medida al control poblacional de cabras.

Los terrenos popularmente denominados libres son espacios no constituidos cotos ni sometidos a refugios de fauna ni a otras figuras de protección, susceptibles de aprovechamiento cinegético siempre que dispongan de un plan técnico o que el municipio donde se encuentran haya acogido al plan marco que elabora anualmente la administración competente en caza. Por tanto, en virtud de la Ley 6/2006 de 12 de abril, balear de caza y pesca fluvial, los terrenos libres pueden ser terrenos cinegéticos, denominados terrenos gestionados de aprovechamiento común (Art. 19), siempre y cuando dispongan de plan técnico propio o se adhieran al plan marco que publica anualmente el Consell de Mallorca, o pueden ser terrenos no cinegéticos, denominados zonas inhábiles de caza (Art.24), mientras se mantenga la falta de planificación técnica. Estos espacios aparecen concentrados alrededor de los principales núcleos de población, Palma, Inca y Manacor y en sus áreas de influencia transformadas por infraestructuras y actividades incompatibles con la caza, en el litoral urbanizado, en espacios montañosos y de difícil acceso y allí donde hay predominio de la propiedad pública. Es decir, afloran en entornos con aptitudes cinegéticas modestas, con limitaciones prácticas asociadas a fenómenos urbanos o dificultades físicas. Por otra parte, cabe considerar que los municipios con menor porcentaje de terrenos libres son aquellos donde están las sociedades de cazadores más potentes en términos sociales y territoriales (Santanyí, Lluçmajor, Campos, Porreres, Santa Margalida, Pollença, ...). Entre las temporadas de caza 2011-2012 y la 2017-2018 se observa una importante reducción de los ayuntamientos que autorizan la caza en los terrenos libres, pasando de 41 municipios acogidos al plan marco en la temporada 2011-2012 a 25 en la actualidad. La presencia de cazadores foráneos en los terrenos libres, la existencia de conflictos entre cazadores y propietarios, las modalidades practicadas o la intensidad del impacto acústico de la caza a puesto fijo parece que son los principales factores que condicionan las decisiones consistoriales de habilitar o no la caza en los terrenos de régimen cinegético común. Un aspecto novedoso de la temporada 2017-2018 es la adhesión al plan marco del municipio de Artá, aunque limitando la práctica cinegética sólo a modalidades tradicionales o sin arma de fuego. En Palma, la decisión de no habilitar la caza en los terrenos libres ha sido motivo de manifestaciones y reivindicaciones de los cazadores afectados, sobre todo aquellos que no disponen de un coto privado, no pertenecen a ninguna sociedad de cazadores o no tienen recursos. Según datos publicados (Barceló Adrover, Binimelis Sebastián y Grimalt Gelabert, 2016) un 22,28% de los cazadores caza habitualmente en terrenos libres. La progresiva inhabilitación cinegética de estos espacios puede suponer altas concentraciones en los libres dónde sí se puede cazar o el abandono de la práctica por falta de espacio, entre otros aspectos.

Tabla 11. Superficie municipal, superficie de los espacios cinegéticos (cotos y zonas de caza controlada), superficie de los núcleos urbanos y espacios edificados, superficie de los refugios de fauna, superficie de los terrenos libres y porcentaje municipal libre, 2013

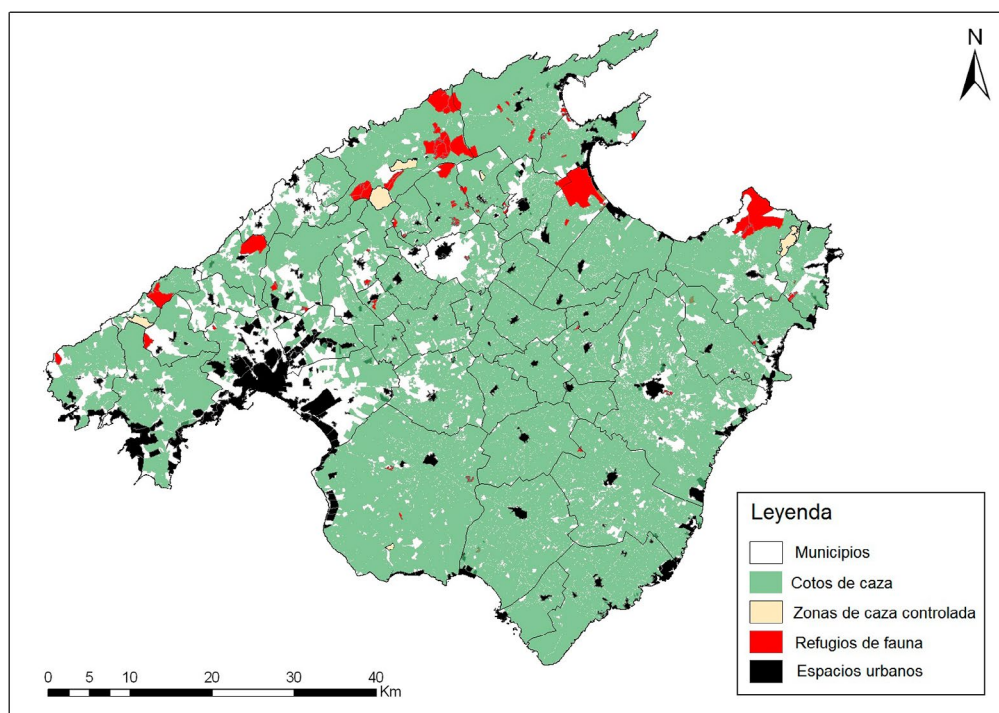
Municipio	Superficie Total (ha)	Superficie vedada (ha)	Superficie de núcleos urbanos (ha)	Superficie de refugios de fauna (ha)	Superficie de terrenos libres (ha)	% de terrenos libres
Alaró	4.572	3.138,65	78,65	50,17	1.304,53	28,53
Alcudia	6.042	4.380,46	723,26	101,84	836,44	13,84
Algaida	8.970	7.184,73	118,17	0	1.667,10	18,59
Andratx	7.805	5.110,33	587,22	81,18	2.026,27	25,96
Ariany	2.321	2.209,83	30,18	0	80,99	3,49
Artà	13.971	9.900,44	231,34	1.652,69	2.186,53	15,65
Banyalbufar	1.793	1.179,71	22,1	439,21	151,98	8,48
Binissalem	2.979	2.810,61	135,98	0	32,41	1,09
Búger	836	609,74	18,04	34,29	173,93	20,81
Bunyola	8.494	6.515,82	269,13	84	1.625,05	19,13
Calvià	14.534	10.360,22	2.479,25	0	1.694,53	11,66
Campanet	3.519	3.038,55	53,67	55,83	370,95	10,54
Campos	14.931	13.914,66	443,4	18,84	554,10	3,71
Capdepera	5.513	3.613,09	580,91	65,04	1.253,96	22,75
Consell	1.368	939,00	73,47	40,41	315,12	23,04
Costitx	1.551	1.399,99	14,48	0	136,53	8,80
Deià	1.528	669,62	50,18	0	808,20	52,89
Escorca	14.007	10.087,17	135,17	2.601,14	1.183,52	8,45
Esporles	3.550	1.766,83	74,01	0	1.709,16	48,15
Estellencs	1.341	851,56	5,28	0	484,16	36,10
Felanitx	16.972	15.258,68	469,56	3,99	1.239,77	7,30
Fornalutx	1.933	1.497,62	9,86	0	425,52	22,01
Inca	5.812	2.524,62	286,75	16,87	2.983,76	51,34
Lloret de vistalegre	1.743	1.684,62	13,06	0	45,32	2,60
Lloseta	1.317	588,29	92,61	0	636,10	48,30
Llubí	3.484	3.347,38	62,69	0	73,93	2,12
Llucmajor	32.683	30.035,99	987,36	80,66	1.578,99	4,83
Manacor	25.980	21.185,16	1.160,53	28,57	3.605,74	13,88
Mancor	2.007	1.663,59	29,38	58,36	255,67	12,74
Maria de la Salut	3.079	2.919,36	65,87	0	93,77	3,05
Marratxí	5.428	2.318,30	1.134,64	0	1.975,06	36,39
Montuiri	4.100	3.907,81	55,02	0	137,17	3,35
Muro	5.866	3.541,93	297,03	1.518,18	508,86	8,67
Palma	19.518	5.535,16	5.751,3	18,08	8.213,46	42,08
Petra	7.033	6.546,07	69,73	16,99	400,21	5,69
Pollença	14.962	13.705,66	476,63	279,42	500,29	3,34
Porreres	8.699	8.247,55	122,99	20,24	308,22	3,54
Puigpunyent	4.171	2.704,01	101,5	128,93	1.236,56	29,65
Sa Pobla	4.788	3.476,64	295,42	153,45	862,49	18,01
Sant Joan	3.844	3.637,09	54,34	0	152,57	3,97
Sant Llorenç	8.165	6.912,88	367,57	30,47	854,08	10,46
Santa Eugènia	2.023	1.735,63	39,13	0	248,24	12,27
Santa Margalida	8.647	7.872,86	402,9	0	371,24	4,29
Santa Maria del Camí	3.740	3.029,15	108,48	0	602,37	16,11
Santanyí	12.432	11.359,84	764,24	0	307,92	2,48
Selva	4.801	3.902,11	61,01	390,8	447,08	9,31
Sencelles	5.280	4.660,35	50,84	2,63	566,18	10,72
Ses Salines	3.875	3.573,95	166,74	0	134,31	3,47
Sineu	4.759	4.502,65	72,72	0	183,63	3,86
Sóller	4.218	1.906,86	222,7	0	2.088,44	49,51
Son Servera	4.275	3.273,87	312,55	14,66	673,92	15,76
Valldemossa	4.303	2.909,21	89,55	544,43	759,81	17,66
Vilafranca de Bonany	2.386	2.300,85	79,21	0	5,94	0,25
Total Mallorca	361.948	281.946,75	20.397,8	8.531,37	51.072,08	14, 11

Fuente: Servicio de Caza del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca. Elaboración propia

Los refugios de fauna son terrenos excluidos del aprovechamiento cinegético por el carácter biológico, científico o educativo, atendiendo a razones de conservación de especies. En 2013 hay en Mallorca 75 refugios de fauna, los cuales ocupan una superficie 8.531,37 ha. Los lugares de Mallorca con más superficie incluida bajo la figura de refugios de fauna son la sierra de Tramuntana junto con la Albufera de Muro-Sa Pobla y la península de Levante. La mayor parte corresponde a espacios naturales protegidos y a fincas públicas. Cerca del 80% de la superficie de los refugios es de titularidad pública.

A partir de la superposición de estas capas se obtiene el mapa de espacios cinegéticos y no cinegéticos de Mallorca. Los terrenos libres aparecen por defecto, una vez superpuestas las figuras cinegéticas, los refugios de fauna y los núcleos urbanos (Figura 5).

Figura 5. Mapa de espacios cinegéticos y no cinegéticos de Mallorca, 2013



Elaboración propia

3.3. Superficies susceptibles de aprovechamiento cinegético por titular de licencia de caza en el ámbito municipal

La combinación del número de titulares de licencia de caza con las hectáreas susceptibles de aprovechamiento cinegético (en adelante ha SAC) permite determinar el número teórico de hectáreas de caza por cazador en cada demarcación municipal.

Se entiende como ha SAC la suma de terrenos vedados más las superficies de aprovechamiento cinegético común (terrenos libres). Sin embargo, se trata de un índice teórico atendiendo a las elevadas posibilidades de movilidad dentro de la isla. Para el conjunto de Mallorca, la media resultante de ha SAC por cazador es de 18,61 aunque hay grandes diferencias entre el municipio con más ha SAC por cazador, que es Escorca (751,38 ha SAC por cazador), y el municipio con menos ha SAC por practicante de la actividad cinegética, que es Palma (3,12 ha SAC por cazador). Un total de 17 municipios están por debajo de la media de ha SAC y 36 por encima. En cuanto a la categorización propuesta en el apartado metodológico, 4 municipios son grandes demandantes, 5 demandantes, 19 equilibrados, 20 ofertantes y 5 grandes ofertantes (Tabla 12). En su conjunto, Mallorca presenta un equilibrio en cuanto a cazadores / ha de terreno cinegético.

Las demarcaciones catalogadas como grandes demandantes y demandantes se localizan en torno a Palma y su área de influencia más próxima alineada con la autopista que comunica la capital con Inca, junto con el municipio de Sóller —única ciudad inserta en la parte central de la sierra de Tramuntana—.

Las demarcaciones con valores equilibrados se ubican, en su mayor parte, cerca de los demandantes y grandes demandantes, en sus extremos Este y Oeste, además de en el litoral Sur y Levante de la isla. Los considerados ofertantes ocupan buena parte del centro insular, las franjas Sur y Este, y diversos enclaves alternos en la sierra de Tramuntana. Finalmente, los grandes ofertantes, se sitúan exclusivamente en la sierra de Tramuntana (Figura 6).

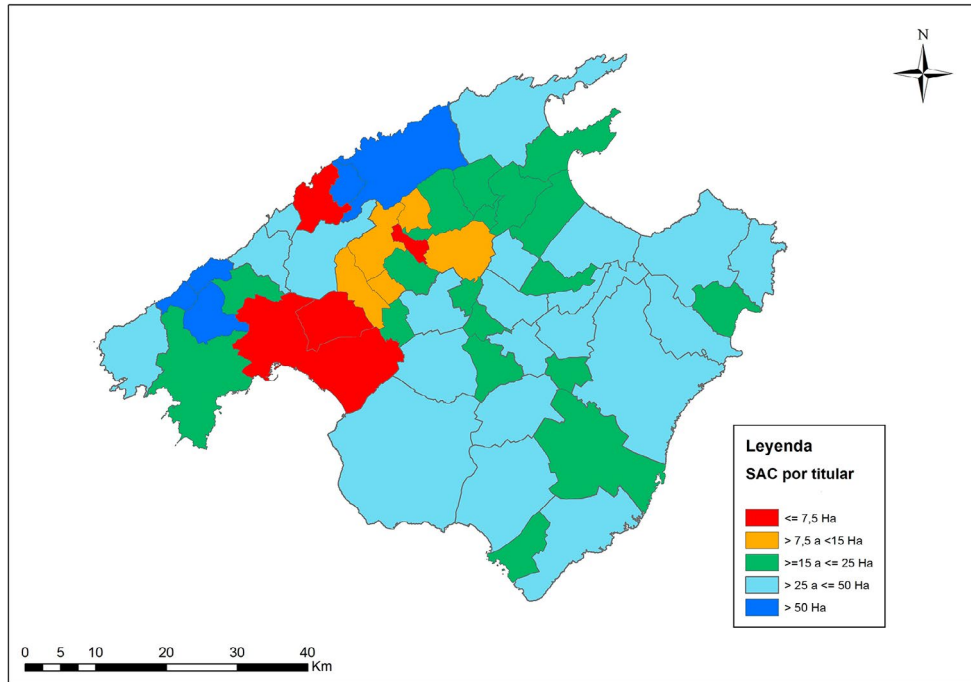
Tabla 12. Municipios, titulares con licencia de caza, hectáreas susceptibles de aprovechamiento cinegético (ha/SAC), ha SAC/cazador y categorización

Municipio	Titulares	Ha SAC	Ha SAC/titulares	Categoría
Alaró	367	4.443,18	12,11	Demandante
Alcudia	299	5.216,9	17,45	Equilibrado
Algaida	326	8.851,83	27,15	Ofertante
Andratx	153	7.136,6	46,64	Ofertante
Ariany	66	2.290,82	34,71	Ofertante
Artà	248	12.086,97	48,74	Ofertante
Banyalbufar	16	1.331,69	83,23	Gran ofertante
Binissalem	164	2.843,02	17,34	Equilibrado
Búger	40	783,67	19,59	Equilibrado
Bunyola	261	8.140,87	31,19	Ofertante
Calvià	518	12.054,75	23,27	Equilibrado
Campanet	153	3.409,5	22,28	Equilibrado
Campos	497	14.468,76	29,11	Ofertante
Capdepera	174	4.867,05	27,97	Ofertante
Consell	108	1.254,12	11,61	Demandante
Costitx	74	1.536,52	20,76	Equilibrado
Deià	33	1.477,82	44,78	Ofertante
Escorca	15	11.270,69	751,38	Gran ofertante
Esporles	200	3.475,99	17,38	Equilibrado
Estellencs	16	1.335,72	83,48	Gran ofertante
Felanitx	751	16.498,45	21,97	Equilibrado
Fornalutx	9	1.923,14	213,68	Gran ofertante
Inca	631	5.508,38	8,73	Demandante
Lloret de vistalegre	75	1.729,94	23,07	Equilibrado
Lloseta	290	1.224,39	4,22	Gran demandante
Llubí	101	3.421,31	33,87	Ofertante
Llucmajor	1.075	31.614,98	29,41	Ofertante
Manacor	889	24.790,9	27,89	Ofertante
Mancor	151	1.919,26	12,71	Demandante
Maria de la Salut	124	3.013,13	24,30	Equilibrado
Marratxí	593	4.293,36	7,24	Demandante
Montuïri	170	4.044,98	23,79	Equilibrado
Muro	230	4.050,79	17,61	Equilibrado
Palma	4.409	13.748,62	3,12	Gran demandante
Petra	167	6.946,28	41,59	Ofertante
Pollença	456	14.205,95	31,15	Ofertante
Porreres	349	8.555,77	24,52	Equilibrado
Puigpunyent	57	3.940,57	69,13	Gran ofertante
Sa Pobla	286	4.339,13	15,17	Equilibrado
Sant Joan	89	3.789,66	42,58	Ofertante
Sant Llorenç	158	7.766,96	49,16	Ofertante
Santa Eugènia	90	1.983,87	22,04	Equilibrado
Santa Margalida	307	8.244,1	26,85	Ofertante
Santa Maria del Camí	287	3.631,52	12,65	Demandante
Santanyi	444	11.667,76	26,28	Ofertante
Selva	262	4.349,19	16,60	Equilibrado
Sencelles	112	5.226,53	46,67	Ofertante
Ses Salines	182	3.708,26	20,38	Equilibrado
Sineu	163	4.686,28	28,75	Ofertante
Sóller	763	3.995,3	5,24	Gran demandante
Son Servera	229	3.947,79	17,24	Equilibrado

Valldemossa	124	3.669,02	29,59	Ofertante
Vilafranca de Bonany	146	2.306,79	15,80	Equilibrado
TOTAL	17.897	333.018,83	18,61	Equilibrado

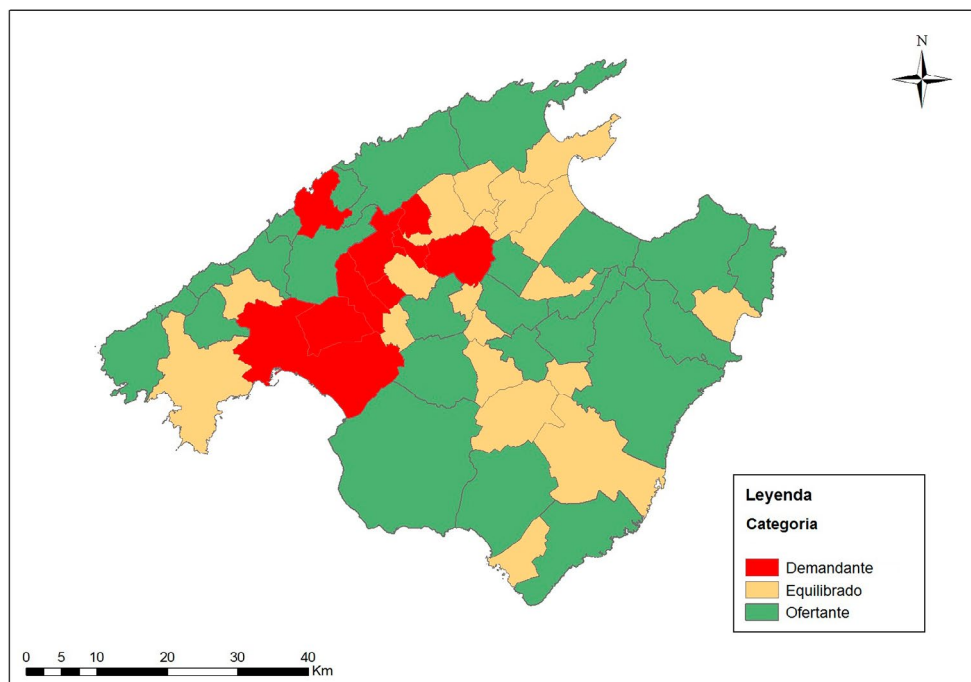
Fuente: Servicio de Caza del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca. Elaboración propia

Figura 6. Categorización de los municipios mallorquines según el número de Ha SAC por titular de licencia de caza



Fuente: Servicio de Caza del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca. Elaboración propia

Figura 7. Categorización de los municipios mallorquines en demandantes, equilibrados y ofertantes



Elaboración propia

La reagrupación de los municipios resultantes de la Tabla 12 en tan solo 3 categorías, ofertantes (incluye los ofertantes y grandes ofertantes), equilibrados y demandantes (incluye los demandantes y grandes demandantes), da por resultado un nuevo mapa (Figura 7) con un patrón de distribución definido en torno a dos ejes que subdividen la isla en 4 cuadrantes. Se observa un eje sudoeste-noreste y otro de noroeste-sureste de demarcaciones municipales demandantes y equilibradas, polarizadas por un núcleo central de alta demanda de espacio cinegético que bascula hacia la capital insular, Palma, y su área de influencia más próxima y vertebrada linealmente con la autopista de Inca. A continuación de esta región demandante, aparecen líneas de municipios equilibrados. Unas demarcaciones aparecen atraídas por la conurbación de la capital, otras se presentan hacia el extremo noreste, otras definen una sección transversal desde el centro del Raiguer hacia el sureste y, finalmente, surgen algunos municipios dispersos con límites costeros. Flanqueando los espacios demandantes y equilibrados emergen los municipios ofertantes, que son mayoritarios respecto a los demás. Ocupan la parte septentrional del Pla, el Llevant, el Migjorn y la sierra de Tramuntana en su mayor parte. Se corresponde con zonas de baja y moderada presión antrópica, excepto en los límites litorales de la costa este-sur, debido a la expansión turística.

4. Discusión

4.1. Un trabajo con antecedentes metodológicos y con respuestas a cuestiones históricas

El estudio se asemeja metodológicamente a los publicados por López Ontiveros y García Verdugo (1991) y López Ontiveros (1994) en los cuales consignan para las distintas comunidades autónomas cinco indicadores que permiten diagnosticar su demanda (número de licencias de caza) y oferta (piezas de caza mayor, peso de caza, cotos privados y renta generada por la caza). Si el porcentaje de lo que se considera demanda es superior a todos los que se refieren a indicadores de oferta es claro que estamos en presencia de “demandantes netos” y en caso contrario, de “ofertantes netos”. Existen, no obstante, algunos casos de más dudosa interpretación. Los resultados expuestos por los autores indicaban:

- Como claros ofertantes de caza aparecían Castilla-La Mancha y Extremadura, y como dudosos, aunque con tendencia a serlo, Aragón, Castilla y León.
- Andalucía se perfilaba nítidamente como uno de los principales productores, pero presentando cierto equilibrio entre oferta y demanda.
- Como demandantes netos aparecían Galicia, Asturias, País Vasco, La Rioja, Cataluña, Madrid, Valencia y Murcia. No tan nítidamente, pero con tendencia a serlo, lo eran Cantabria y Navarra. Baleares, en conjunto se consideraba también como claro demandante, excepto en caza menor, por la importancia de “otra caza volátil” en las que se incluyen las aves de paso. Para Canarias, se consideró imposible establecer un diagnóstico preciso.

En nuestro caso, en cuanto a la oferta, solo consideramos la variable espacios cinegéticos atendiendo a la baja oferta en caza mayor (de las 27 especies cinegéticas en Mallorca sólo 1 es de caza mayor), a la falta de calidad metodológica en las estimaciones sobre las cuales se calculan los pesos de las especies y a la ausencia de datos económicos. De hecho, el grado de investigación sobre las poblaciones de especies cinegéticas es todavía muy bajo y son pocos los estudios y la información disponible sobre la gestión de especies (Marsal i Caselles y Porta Josa, 2001). También hay muy poca información referente a la valoración económica de la caza, la actividad cinegética, y el gasto del cazador, y no hay un mercado claro y transparente que permita disponer de unos precios de referencia, ofertas de caza, entre otras limitaciones (Marsal i Caselles y Porta Josa, 2001; González *et al.*, 2004).

Además, justificamos la utilización de los espacios cinegéticos debido a que los datos de caza mayor en Mallorca no son homogéneos en territorio (la caza mayor solo se practica en las zonas de montaña) y no se disponen de datos municipales ni del peso de las capturas ni económicos.

La metodología utilizada en este trabajo junto con la utilización de sistemas de información geográfica como herramienta de análisis y representación de, en este caso, variables cinegéticas supone abordar asuntos de gran calado planteados previamente por geógrafos pioneros en el estudio científico de la caza. Concretamente, nos referimos a los argumentos sobre el estado de la cuestión de la investigación de la caza en España planteados por López Ontiveros (1992) y de los cuales destacamos:

- El convencimiento del autor de que en lo sucesivo se incrementarían los estudios sobre caza.

- La necesidad de disponer de un mapa de cotos de España. Hasta el momento la obra de Cecilia y Martínez Garrido (1988), constituía un logro parcial.
- El desconocimiento casi absoluto desde el punto de vista de la demanda, sobre los flujos de cazadores entre comunidades, provincias y municipios, campo y ciudad.
- La existencia de estadísticas endebles cronológicamente y en contenidos, así como en fiabilidad, por lo que concluye López Ontiveros que la geografía española de la caza está por hacer.

Así pues el método utilizado y los resultados obtenidos sobre aspectos sociales y territoriales de la caza en Mallorca para el año 2013 pretenden contribuir al estudio científico de la actividad cinegética desde la Geografía, aunque sea a nivel regional, dando respuesta a requerimientos históricos como la elaboración de mapas precisos sobre espacios acotados, utilizando ese precioso auxiliar geográfico, que es la estadística, proveniente de fuentes fiables y con la estructuración necesaria para poder realizar un análisis adecuado. Finalmente, también se realiza una primera aproximación, desde el punto de vista municipal, a los flujos de movilidad de cazadores.

4.2. Definición del modelo oferta-demanda de la actividad cinegética en Mallorca

El modelo de oferta demanda de la caza en Mallorca se basa en cierta manera en la densidad de personas practicantes en relación a la superficie municipal susceptible de aprovechamiento cinegético.

El conglomerado de municipios demandantes comparte una manifiesta falta de espacios cinegéticos en relación al número de cazadores. Observando las Figuras 4 y 5, se intuye que las principales causas derivan de la elevada presión urbana, presencia de infraestructuras de comunicación y de servicios, notable existencia de terrenos libres (a día de hoy, la mayoría inhábiles) y escasez de terrenos gestionados por sociedades de cazadores. De forma mayoritaria esta zona coincide con las comarcas geográficas de Palma y Es Raiguer definidas en la Figura 1, además de Sóller en la sierra de Tramuntana. Se trata de territorios adosados al piedemonte de la principal alineación montañosa de la isla con una destacada evolución urbana, importante establecimiento de viviendas rururbanas, agricultura de secano, ganadería ovina y modesta densidad de espacios protegidos por figuras ambientales. Convergen aquí prácticas de caza menor, con la perdiz, la liebre y el zorzal como principales especies, y modalidades de caza mayor de cabras salvajes y asilvestradas.

Las demarcaciones equilibradas se expanden linealmente en diversas direcciones por la isla a partir de los municipios demandantes. En base a los mapas precedentes indicados, los espacios equilibrados, por norma general, disponen de un denso tejido de cotos de caza, privados y, sobretudo de sociedades de cazadores, con pocos refugios y escasos terrenos libres. La densidad poblacional es importante pero menor que en la categoría anterior, con asentamientos dispersos de mediana entidad, y con una ocupación territorial en aumento a medida que se aproxima la costa. El terreno llano u ondulado favorece las actividades agrarias de secano mientras que en las principales elevaciones, que raramente sobrepasan los 500 msnm, domina la vegetación forestal, con presencia de diferentes figuras de protección. En el extremo nordeste se localiza la principal zona húmeda de las Islas Baleares, s'Albufera. Los municipios equilibrados se caracterizan por la caza menor, excepto en sus límites con la sierra de Tramuntana donde también se practica la caza mayor. Las principales especies aquí son el conejo, la liebre, la perdiz, la torcaz, el zorzal y, en las proximidades de la zona húmeda, las acuáticas.

De forma exógena a los municipios demandantes y equilibrados, se encuentran los municipios ofertantes. Se localizan en esta área los principales dominios de la caza mayor, sierra de Tramuntana y península de Artá, y posiblemente los mejores cotos de caza menor de la isla, principalmente en espacios de marinas de monte bajo (tanto en la zona de Lluçmajor —Campos— Santanyí como en los entornos de Santa Margarita —Petra— Manacor). Se trata, por una parte, de cazaderos de gestión particular de caza mayor y de caza menor (sobre todo de migratorias, como el tordo y becada) junto con numerosos refugios de fauna en las montañas de Tramuntana y Artá y, por otra parte, de acotados de sociedades alternados con cotos particulares en el resto, con hábitats muy diversos debido al mosaico paisajístico de carácter agroforestal.

En cualquier caso, esta distribución sectorial periférica de los municipios ofertantes frente a un núcleo duro de municipios demandantes seguido por otros de equilibrados supone simplemente un esquema teórico de la oferta y demanda de espacio cinegético en la isla. Este modelo tiene una alta correlación con la distribución de la población, aunque también cabe considerar otros factores como los usos del suelo

o el régimen de propiedad que se escapan del alcance de las variables analizadas. Sí que se puede afirmar que, durante la temporada de caza, existen importantes desplazamientos dentro de la isla y entre municipios con motivaciones cinegéticas. Sobre este asunto, que debería ser objeto de mayor análisis, se disponen de datos básicos obtenidos mediante una encuesta representativa al colectivo cinegético mallorquín (Barceló Adrover, Binimelis Sebastián y Grimalt Gelabert, 2016) que concluye indicando que la mayoría de las personas encuestadas se mueve entre 5 y 30 km, y que la distancia media de desplazamientos es de 18,82 km, que equivale a unos 20 minutos de trayecto.

4.3. Consideraciones sociales y territoriales sobre la caza en Mallorca y en España

Mallorca constituye un espacio insular del Mediterráneo occidental con una amplia tradición en la práctica y la gestión cinegética derivada, entre otras cuestiones, de la variedad de especies de caza menor beneficiada por una privilegiada posición geográfica en rutas migratorias, por la diversidad de hábitats y por la presencia de una especie de caza mayor única, la cabra salvaje mallorquina, además de razas autóctonas de perros y modalidades tradicionales exclusivas. Asimismo, la cultura cinegética insular se refuerza, entre otros, con estudios históricos de gran calado (Bover y Rosselló, 2016), generando una terminología lingüística genuina con argots propios según comarcas (Servera Vila, 2006) o plasmándose en el paisaje a través de construcciones populares de piedra en seco específicas para la caza (Aguiló, Castelló, Seguí, Barceló, García y Vidal, 2011; Barceló Adrover y Grimalt Gelabert, 2014).

En términos sociales, el padrón de personas que practican la caza es significativo, 2,11% de la población total en 2013, y se encuentra distribuido ampliamente por toda la isla. Para el año 2010 (Barceló, 2013), el porcentaje de cazadores sobre la población total es de un 2,21% en España y de un 1,22% para el conjunto de Europa. Los valores insulares son semejantes a los nacionales y muy por encima de la media europea, aunque lejos de los registrados en Estados Unidos que en 2011 se sitúa próxima al 4,5% (U.S. Fish and Wildlife Service, 2011).

En conjunto, el colectivo cinegético es principalmente masculino y con tendencia al envejecimiento por falta de relevo generacional, al igual que ocurre en muchas otras zonas del territorio nacional (Iglesias, 2013; Laborde, 2016).

Los valores referidos no se alejan drásticamente de los presentes en otras comunidades autónomas y territorios europeos. En el caso de Extremadura y en cuanto a los retos de falta de relevo generacional, Rengifo Gallego (2012) propone trabajar para transmitir una imagen asociada de la caza con la conservación entre los grupos más jóvenes de la sociedad. Domina sobremanera el género masculino y el porcentaje de mujeres que practican la caza (1,68%) es similar a los existentes en Francia (2% en 2006) o Italia (<1% en 2013) y muy distante a los observados en Alemania (10% en 2012), Austria (7,50% en 2013) o Reino Unido (6,50% en 2017), (FACE, 2017). No obstante, en España, según datos recientes el número de mujeres con licencia federativa de la Federación Española de Caza ha aumentado en un 13,79% entre 2014 y 2015 (Ministerio de Educación, Cultura y Deporte, 2016).

El número de licencias de caza obtenidas por personas foráneas es bajo (<5%) sobre todo si se compara con Extremadura que en el año 2003 el 18,52% de las licencias expedidas se correspondían con cazadores de otras comunidades españolas y el 5,80% eran de extranjeros (Rengifo Gallego, 2008) o Aragón donde en torno al 30% de las licencias son para residentes en otras comunidades (El Periódico de Aragón, 2014). Aun así, hay que prestar atención al potencial del turismo cinegético en Mallorca, tanto por cuestiones de exclusividad cinegética (cabra salvaje mallorquina) como por aspectos de localización, accesibilidad, clima y *know-how* en materia turística. De hecho, el turismo de caza se trata de un segmento de turismo internacional en auge (Rengifo Gallego, 2008) asociado a la mayor movilidad de las personas y a la existencia de una gran variedad de especies cinegéticas en el mundo, al desarrollo de entramados empresariales especializados y a la diversidad de motivaciones ligadas a los desplazamientos (Gunnarsdotter, 2006; Naidoo, Weaver, Diggle, Matongo, Stuart-Hill y Thouless, 2016; Chanteloup, 2016).

Una característica social de la caza en Mallorca compartida con el conjunto de España es la importancia del asociacionismo cinegético. Las sociedades de cazadores de ámbito local constituyen el emblema primigenio de la actividad asociacionista en la isla y se encuentran implantadas en 50 de los 53 municipios de la isla. De hecho, hay municipios que disponen de más de una sociedad de cazadores y hay otra una importante relación entre número de cazadores y existencia de sociedad de cazadores. En materia territorial, los cotos de las sociedades de cazadores tienen en común que son grandes y diversos, pero

fracturados en cientos y miles de propiedades distintas. El 96,90% de los terrenos que integran los cotos gestionados por las sociedades de cazadores de ámbito local son privados y sólo el 3,10% restante son públicos. Estas entidades aglutinan a la mayoría de los cazadores presentes en los municipios (sobre todo de la parte foránea), ejecutan acciones de ordenación y gestión cinegética y canalizan demandas hacia la administración, otras organizaciones cinegéticas o propietarios de tierras. Asimismo, ante la privatización de terrenos de caza, las sociedades de cazadores son el baluarte defensivo de los derechos del cazador modesto, que sin duda es el más abundante en España (Mulero Mendigorri, 1991). En este caso la realidad insular sigue la línea general observada a lo largo del territorio nacional, en donde se contabilizan más de 6.000 sociedades de cazadores y clubes de caza, cifra muy significativa si tenemos en cuenta que en el estado se sobrepasan los 8.100 municipios.

Aunque la actividad cinegética en Mallorca se encuentra en un marcado retroceso social, continúa manteniendo un ámbito territorial extenso. Como dato comparativo de carácter retrospectivo, para el año 1978 (Brunet Estarellas, 1988) las hectáreas acotadas por licencia de caza, en el conjunto de Baleares eran 11,26. Se trata de una cifra resultante un 40% menor de la que aparece para el 2013, lo que se explica en la actualidad parcialmente por el incremento del terreno vedado, pero sobre todo por la disminución del número de cazadores. En 1978 había, para el conjunto de Baleares, 1.098 cotos que sumaban 271.378 ha vedadas y 24.186 licencias de caza, mientras que para el 2013, sólo en Mallorca, hay 1.466 cotos, 333.018,33 ha SAC y 21.323 licencias de caza.

El aumento del terreno cinegético resulta más teórico que real, ya que, a pesar del incremento de las hectáreas potencialmente cinegéticas, se ha producido un proceso de ocupación del territorio por actividades urbanas, que dificultan la caza. El medio rural mallorquín ha experimentado un incremento muy notable de construcciones unifamiliares de tipología muy diversa, pero con un patrón de distribución especialmente denso (Binimelis Sebastián 2006, Binimelis Sebastián y Ordinas Garau, 2012). Esta tendencia a la rururbanización ligada a la decadencia de los usos y las actividades agrarias tradicionales, conduce a una merma del espacio apto para la práctica de la caza y/o de la calidad de los acotados, a la multiplicación de zonas de seguridad que limitan la caza con arma de fuego debido a la presencia de caminos, viviendas y otras infraestructuras, a la aparición de nuevos conflictos de intereses, a la introducción de nuevos depredadores y a la destrucción de hábitats. En los espacios rústicos es innegable la supremacía del valor inmobiliario del territorio frente al rédito cinegético, más ahora cuando las viviendas de turismo vacacional se extienden por el interior y se incrementa la demanda extranjera de segundas residencias anuales (tanto en propiedad como en alquiler). Este avance rururbano es un cambio territorial de primer orden que los cazadores deben asumir y definir estrategias de convivencia.

En Mallorca, a diferencia de la mayoría de comunidades autónomas españolas, no existe oferta pública de caza. En términos de propiedad de los terrenos cinegéticos se presenta un fuerte contraste entre la superficie vedada de carácter privado, que es superior al 98%, y la pública, que no llega al 2%. En este sentido, parece ser que las sociedades de cazadores y la presencia de terrenos libres común ha suplido la necesidad de crear cotos sociales. En cuanto a las fincas públicas, la Administración se ha decantado prioritariamente por la creación de refugios de caza frente a figuras cinegéticas. Parece que una de las principales razones que pueden explicar esta situación se argumenta teniendo en cuenta criterios de seguridad atendiendo al alto grado de uso público que tienen estos espacios (senderismo, sobre todo).

Además de la ausencia de falta de cotos públicos, Mallorca adolece de una importante limitación de terrenos libres hábiles para la práctica cinegética. Sea como fuere, la reducción de los terrenos libres cazables pone en escena la necesidad administrativa de plantear la habilitación de cotos sociales u otras soluciones, asuntos sobre los que ya está trabajando el Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca.

Un análisis estadístico evolutivo a corto plazo sobre espacios cinegéticos y titulares de licencias de caza entre 2009 y la actualidad (Tabla 13) muestra que el número de cotos de caza ha aumentado más de un 6% (se ha pasado de 1.406 en 2009 a 1.500 en 2018), la superficie acotada ha aumentado un 4,5% (en 2009 había 268.659,15 ha acotadas y en 2018 hay 280.990,41), los refugios de fauna o espacios no cinegéticos aumentan en un 44% (de 59 en 2009 pasan a 85 en 2018), la superficie que corresponde a espacios no cinegéticos aumenta en un 32,31% (las 7.661,24 ha de 2009 son 10.136,74 ha en 2018), los titulares de licencia de caza disminuyen en un 21,01% (de 20.659 en 2009 se pasa a 16.317 en 2017) y los recargos para la práctica de la caza mayor aumentan un 3,5 % (en 2009 se expidieron 2.601 recargos de caza mayor y en 2016, 2.693).

Tabla 13. Evolución del número de espacios cinegéticos, ha acotadas, número de espacios no cinegéticos, superficie de los espacios no cinegéticos, número de titulares de licencias de caza y recargos de caza mayor entre 2009 y 2017

Año	Nº Espacios cinegéticos	Ha Espacios cinegéticos	Nº Espacios no cinegéticos	Ha Espacios no cinegéticos	Titulares de licencia de caza	Recargos
2009	1.406	268.659,15	59	7.661,24	20.659	2.601
2010	1.415	276.142,64	61	8.087,53	20.223	2.643
2011	1.441	278.414,44	64	8.104,40	19.370	2.641
2012	1.459	279.681,24	70	8.406,62	18.445	2.553
2013	1.466	280.276,11	73	8.495,60	18.236	2.573
2014	1.477	279.870,38	73	8.566,44	17.999	2.557
2015	1.491	280.886,18	76	8.665,16	17.769	2.535
2016	1.504	282.892,23	76	8.706,06	17.646	2.693
2017	1.501	282.428,92	78	8.741,15	16.317	SD
2018	1.500	280.990,41	85	10.136,74	SD	SD

Fuente: Servicio de caza del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca. Elaboración propia

Estos resultados ponen de relieve el constante dinamismo de la actividad cinegética en Mallorca, aunque con desigual evolución entre territorios cinegéticos y personas practicantes. Una lectura detallada de los datos expuestos permite afirmar que el número de espacios acotados aumenta tanto por la creación de nuevos cotos como por segregación de los ya existentes, si bien parece que en los últimos años se alcanza una estabilización e incluso un decrecimiento en favor de los espacios no cinegéticos o refugios de fauna. De hecho, entre 2017 y 2018 se produce la conversión de las fincas públicas del Consell de Mallorca declaradas hasta el momento como zonas de caza controlada en refugios de fauna, lo cual repercute positivamente en el número y extensión de estos últimos.

La recesión continuada de los titulares de licencias de caza puede explicarse a partir de la falta de relevo generacional y del contexto de crisis económica, pero deben tenerse en consideración cuestiones de territoriales como la reducción de los terrenos libres, la falta de cotos sociales, la dificultad de acceder a acciones en cotos particulares a precios asequibles, el aumento de las listas de espera y las condiciones de acceso a las sociedades de cazadores, además del citado incremento de los usos rururbanos y de ocio en las áreas agrarias. Finalmente, la caza mayor mantiene un seguimiento estable y en ligero crecimiento, en paralelo con las tendencias nacionales e internacionales.

En el plano nacional, la caza también experimenta un proceso evolutivo con algunas características muy a la par con las detectadas en Mallorca. La revista especializada en temática cinegética *Caza y Safaris* (Sanz, 2017), ha publicado un análisis estadístico evolutivo a nivel nacional sobre licencias y tarjetas europeas de armas, licencias de caza y cazadores y sociedades federadas, a partir de datos de los anuarios estadísticos del Ministerio del Interior, de los anuarios de estadística forestal de Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y de la memoria de licencias deportivas del Consejo Superior de Deportes. Los puntos más destacados del estudio son:

- Entre 1994 y 2015, las licencias de armas tipo D (armas largas rayadas para la caza mayor, pasan de 132.618 a 365.868. El incremento es del 175,88%. Durante el mismo período las licencias tipo E (incluye sobretodo escopetas de caza) pasan de 1.821.846 a 1.043.538. El descenso es del 42,72%. Las tarjetas europeas de armas (autorización que concede la Dirección General de la Guardia Civil para viajar con armas con destino en la Comunidad Europea) expedidas en 1994 eran 684 y en 2015 son 11.457. El incremento es superior al 1.500%.
- En 1990 el número de licencias de caza es de 1.443.514 y en 2013 es de 848.243. El descenso es del 41,23%.
- Entre el 2000 y el 2015, los cazadores federados pasan de 440.299 a 333.974 y las sociedades federadas de 5.905 a 5.836. El descenso es del 24,14% y del 1,16% respectivamente. Cabe indicar que entre 2001 y 2015, el número de mujeres cazadoras federadas pasa de 568 a 2.178, siendo el incremento del 283,45%.

Analizando los datos de forma global se refleja un acusado descenso del número de practicantes de la actividad cinegética, sobre todo en relación con la caza menor. No obstante, hay un incremento muy

notorio en lo que se refiere a la caza mayor. Muy destacable es el hecho que el entorno asociacionista se mantiene y que el género femenino, aunque con cifras absolutas modestas, presenta una tendencia alcista. Estos resultados invitan a reflexionar sobre la desigual evolución de la caza menor y mayor en España. A grandes rasgos, mientras que las especies de caza menor son muy sensibles a los efectos de la desagrarización, a los cambios tecnológicos en los agroecosistemas tradicionales y a la pérdida de hábitats, las especies de caza mayor se beneficia del abandono rural y del crecimiento de los espacios forestales. A partir de aquí se plantea otra cuestión relacionada con el apartado socioeconómico de la caza; mientras que, por lo general, la caza menor se lleva a cabo de forma individual o en pequeños grupos, en el ámbito local y con arraigo asociacionista y, en muchos casos, mediante prácticas tradicionales o cosmopolitas que conllevan gastos modestos o moderados, la caza mayor exige grandes extensiones territoriales, una mayor organización, traslados y viajes, equipamiento técnico y, en definitiva, una mayor poder adquisitivo de la persona que practica esta modalidad. Por otra parte, en menos de una década (entre 2014 y 2006), según el MAPAMA las hectáreas que se dedican a la caza en España han aumentado en 4.845.245 lo que viene a ser en torno al 12% del total, siendo el 87% de la superficie de España terreno de caza (Redacción revista Jara y Sedal, 2017).

Ante datos como los precedentes, diversos autores especialistas en la geografía cinegética española (Rengifo Gallego, 2008; Martínez Garrido, 2009; Crespo Guerrero, 2017) aluden al fin del boom cinegético, determinado principalmente por el estancamiento y posterior descenso del número de licencias de caza acaecido en España entre mediados de la década de los ochenta y principios de los noventa del siglo pasado.

Lo que sí es cierto es que la práctica cinegética evoluciona constantemente, incluso modelando la propia definición del concepto y avanzando hacia aspectos de sostenibilidad y conservación ambiental, ya que se basa en el aprovechamiento ordenado de un recurso natural renovable como son las especies de caza mayor y menor, la mayoría de las cuales caracterizadas por ser típicamente estrategas de la «r» con dinámicas de reproducción abundantes (Servent, Pont, Arilla y Rocaspana, 2015). En efecto, mientras la mayoría de diccionarios y enciclopedias asocian la muerte de la presa al concepto caza o no se incluyen dentro del turismo cinegético actividades que no conllevan el abatimiento del animal (Rengifo Gallego, 2008), en la actualidad emerge el seguimiento de modalidades, con gran dosis de tradicionalidad, que permiten capturar en vivo las presas y retornarlas al medio (previo estudio o fotografía) o translocarlas a otros lugares. En Baleares, es el caso de la caza de la perdiz con *reclam i bagues*, la caza del *tord a coll* o la caza de la cabra con perros y lazos, las cuales capturan vivos a los animales.

Esta evolución, además del envejecimiento de las personas que practican la caza, es debida al rechazo cada vez más extendido por parte de la población. Y es que en términos espaciales la caza consume mucho espacio y de aquí su potencial conflictividad (López Ontiveros, 1994) con otros usos y/o usuarios del medio rural. De hecho, a los ya grandes problemas histórico-filosóficos y a otros de como por ejemplo los conflictos territoriales estrictos, los campesinos frente a forasteros urbanos, el derecho de uso versus derecho de propiedad, los problemas entre cazadores y agricultores, ecologistas o administración definidos por López Ontiveros (1994) cabe mencionar a día de hoy el auge de la rururbanización o la proliferación de corrientes animalistas. De hecho, por encima de estas cuestiones concretas, hay que apuntar el desconocimiento de muchas actividades propiamente rurales debido a la homogeneización de pautas y percepciones distorsionadas por parte de la sociedad urbanita que busca en el medio rural un ámbito idílico, despreciando o rechazando los elementos que no se corresponden con su modelo estereotipado (Moltó Mantero y Hernández Hernández, 2004).

No obstante lo anterior, no se puede obviar la contribución de la actividad cinegética a la conservación y aprovechamiento sostenible de la biodiversidad, la protección de las especies y de los hábitats, la conservación de usos tradicionales de las zonas rurales y el mantenimiento de su patrimonio cultural, así como a la aportación de rentas complementarias a las explotaciones agrarias y a otras actividades relacionadas en el medio rural (Rengifo Gallego y Sánchez Martín, 2016). La Política Agraria Común es un mecanismo de apoyo crucial para la agricultura y el medio rural. En este sentido la Federación de Cazadores Europeos (FACE) y sus miembros están instando a la Comisión Europea a elaborar una PAC más respetuosa con la biodiversidad. Para los intereses de la caza esto se traduce en que debería tener un papel más positivo con respecto a la conservación de las especies de caza menor, que requieren una mayor diversidad de hábitats en los cultivos. Las decisiones a nivel local y sus consecuencias de cara a la biodiversidad deben ser analizadas y decididas en conjunto con la experiencia de agricultores y cazadores

(Willnegger, 2017). Igualmente, a nivel europeo, la FACE se involucra en la implantación del Plan de Acción y de directivas sobre la naturaleza en general para estimular aún más el papel positivo de los cazadores europeos en la conservación (Scallan, 2017). Caza y conservación deben caminar en el mismo sentido, propiciando la preservación de los hábitats en los que viven las especies de caza, invirtiendo los ingresos derivados por el pago de licencias, tasas o impuestos en el mantenimiento y recuperación de las especies salvajes y haciendo partícipes de los beneficios económicos a los habitantes locales (Rengifo Gallego, 2008).

Retornando a Mallorca, la importancia social y territorial de la actividad cinegética adquiere un valor significativo cuando es dimensionada en comparación con macro magnitudes agrarias. En las Islas Baleares la superficie cultivada representa el 34,3% de la superficie total; la superficie forestal, el 31,8%; la zona urbanizada, el 13,3%; las áreas sin vegetación, el 12,3%, y otros tipos de vegetación, el 8,3% (Área d'Agricultura i Pesca, Estadística, 2009). En conjunto, más de las 3/4 de la superficie está ocupada por espacios agrarios o forestales, lo cual define un paisaje característico con múltiples externalidades medioambientales positivas, y en Mallorca más del 90% del territorio es potencialmente susceptible de aprovechamiento cinegético. Adicionalmente, según la Encuesta de Población Activa (EPA), la ocupación en el sector primario en Baleares durante el 2009 fue de 6.650 personas de media, y en el caso de Mallorca, el total de personas trabajadoras afiliadas al sector agro pesquero es de 6.681 lo que representa un 1,7% del total (Área d'Agricultura i Pesca, Estadística, 2009). Comparando datos agrarios con cifras cinegéticas en términos territoriales y humanos, se obtiene que la superficie cinegética es ligeramente superior a la extensión agraria y que el número de cazadores triplica prácticamente el total de personas afiliadas al sector agro pesquero. De este modo, resulta de gran interés considerar el elevado potencial del sector cinegético en el ámbito de la planificación agraria, forestal y ambiental. En este sentido, cabe destacar que el Plan de Desarrollo Rural (PDR) para las Islas Baleares (2014-2020), y que deriva de la Política Agraria Común (PAC), incluye como beneficiarios a los titulares de cotos de derechos cinegéticos en las submedidas 4.4. (apoyo a las inversiones no productivas vinculadas al cumplimiento de objetivos agroambientales y climáticos), 6.2 (ayudas destinadas a la creación de empresas para actividades no agrícolas en zonas rurales) y 6.4 (apoyo a las inversiones en creación y desarrollo de actividades no agrícolas). En cuanto a las condiciones de admisibilidad, los cotos cinegéticos deberán disponer de un plan de gestión de caza y realizar un seguimiento de las poblaciones de aves esteparias y otras especies silvestres protegidas. Los criterios seguidos para incluir la caza en el PDR balear están relacionados con aspectos territoriales y de conservación. De hecho, la extensión del territorio afectado por terrenos cinegéticos, supone la coexistencia sobre la misma base territorial de la actividad agraria y la cinegética, siendo ésta un elemento más de aprovechamiento de las explotaciones agrarias.

Ante la situación actual de la caza y considerando sus múltiples externalidades positivas en términos de conservación ambiental y de desarrollo rural, cabe plantear la introducción de nuevos conceptos en los planteamientos relacionados con la planificación cinegética. Si bien hasta ahora los planes técnicos de caza han estado muy centrados en cuestiones relativas a la gestión territorial y a los recursos cinegéticos de cada coto, cabe plantear la necesidad que incluyan aspectos asociados a la planificación social del colectivo cinegético (formación, relevo generacional, acreditación como gestores / observadores ambientales, etc.), impulsar los certificados de calidad cinegética y promover el avance de los planes técnicos comarcales.

5. Conclusiones

La actividad cinegética, a pesar de ser una constante histórica se ve sometida a una continua evolución, lo que requiere de una permanente revisión y actualización de los datos recogidos en las diversas fuentes estadísticas que reflejan su impacto social y territorial, y permiten predecir su futuro.

A la luz de los datos más actuales se aprecia como en la isla de Mallorca el colectivo cinegético se encuentra en un proceso de recesión, disminuyendo su peso demográfico como consecuencia del envejecimiento del mismo, al igual que ocurre en otras comunidades como Extremadura (Rengifo Gallego, 2012) o Cataluña (Mateos, 2014). No obstante, en una parte considerable del territorio insular (los municipios de interior y de montaña, principalmente) prevalece con fuerza y mediante determinadas estrategias de comportamiento como colectivo (un mayor relevo generacional y el impulso a la incorporación de la mujer) se podría evitar la previsible recesión del mismo (Barceló Adrover y Seguí Campaner, 2017).

De hecho, se constata también a nivel insular el fin del boom cinegético definido para el conjunto en España; disminuyen progresivamente las licencias de caza y se estancan los terrenos cinegéticos (Martínez Garrido, 2009). Es posible que se trate de un reajuste de una sociedad post-turística en respuesta a procesos de mayor calado derivados, entre otros, de la terciarización económica, los cambios en la recreación rural, las nuevas formas de ocio urbano, las tendencias urbanas o la rururbanización (Binimelis Sebastián, 2006).

No obstante, algunos hechos permiten augurar un futuro medianamente optimista al sector venatorio en Mallorca como es el auge que actualmente ha adquirido el turismo cinegético y la caza mayor, asentado en el caso insular sobre unas bases estratégicas que combinan desarrollo rural, conservación de la cabra salvaje mallorquina, aplicación de modelos de gestión de calidad y preservación de modalidades tradicionales únicas (Seguí Campaner, *et al.*, 2014).

En cuanto a la componente territorial de la caza, los espacios cinegéticos de la isla reflejan rasgos alineados con el conjunto de España representados por un elevado porcentaje de superficie acotada. Los cotos son predominantemente privados, dándose una situación casi paradójica, en la que contrasta un notable asociacionismo (con alta presencia de sociedades de cazadores) contrapuesto a una escasa presencia de cotos locales, cotos sociales y zonas de caza controlada, situación similar a otras regiones como Castilla-La Mancha y el conjunto de España (Martínez Garrido, 1991). No obstante, las sociedades de cazadores se erigen en los principales ejes vertebradores sociales y territoriales de la caza en Mallorca, con un potencial de gestión muy destacado en términos ambientales y ecologistas (Fernández, 1986; Mulero Mendigorrí, 1991; Gutiérrez, 2013 y Barceló Adrover, Grimalt Gelabert y Binimelis Sebastián, 2015).

En la actualidad, la actuación de la Administración va transformando el uso venatorio del territorio con la progresiva inhabilitación cinegética en terrenos libres y fincas públicas, a menudo como consecuencia de políticas ambientales proteccionistas impulsadas socialmente por una población progresivamente más urbana y desconectada del medio rural y de las actividades tradicionales. En todo caso, también es conveniente evaluar y tener en cuenta el alcance ambiental derivado de la actividad cinegética (Andueza *et al.*, 2018a; Andueza *et al.*, 2018b y Rengifo Gallego, 2016).

Al realizar un análisis integrador de los factores sociales y territoriales de la caza, mediante el cálculo de los índices de superficie susceptible de aprovechamiento cinegético en relación a sus usuarios, la isla de Mallorca se puede considerar como espacio equilibrado en cuanto a titulares de licencia de caza en relación a las hectáreas acotadas. En efecto, se constata en Mallorca la hipótesis planteada inicialmente en la cual se suponía la existencia de importantes diferencias en cuanto a disponibilidad de espacio cinegético apto entre términos municipales. Se define una línea principal de municipios demandantes y equilibrados (gravitando sobre la capital) sobre el eje de asentamientos y comunicaciones Palma-Alcúdia y que coincide con las comarcas geográficas de Palma y es Raiguer, la cual se complementa con apéndices de demarcaciones equilibradas en sentido norte y sur, además de algunos enclaves dispersos. De hecho, esta distribución muestra ciertos paralelismos con, por ejemplo, el esquema topológico de la antigua red de ferrocarriles de Mallorca (Brunet, 1989) que inicialmente unía Palma e Inca, y posteriormente surgieron ramales hasta Sóller, Santanyí, Felanitx, Manacor, Artà y Sa Pobla. En la periferia o márgenes externos de los municipios demandantes y equilibrados aparecen amplios espacios de municipios ofertantes. Emerge, en base a este reparto territorial, un patrón cinegético centrífugo definido por la evolución urbana de la isla y en el cual entran en juego cuestiones relacionadas con la movilidad. Esto nos permite intuir la existencia en Mallorca de importantes movimientos pendulares entre el lugar de residencia del practicante de la actividad y el espacio cinegético. A lo sumo estos desplazamientos pueden ser de unos 100-120 km, entre ida y vuelta, lo cual es un recorrido modesto en comparación con espacios de caza peninsulares. La estructura radial de carreteras de Mallorca, con centro en Palma, permite buenas conexiones con prácticamente toda isla lo cual, a efectos prácticos, minimiza las desigualdades municipales con cargo a los desplazamientos y se homogeneiza la presión cinegética.

Los datos analizados junto con los recursos existentes y considerando la evolución socioeconómica de Mallorca hacen pronosticar un futuro cambiante de la actividad cinegética con tendencias orientadas a la revitalización de las modalidades tradicionales en la mayoría de espacios acotados, un incremento de la caza mayor, una revalorización de cotos continuos y poco fragmentados, y la necesidad de nuevos planteamientos en la gestión de las sociedades de cazadores, sus dominios territoriales y en la imagen del colectivo (Delibes-Mateos, Caro y Arroyo, 2017).

A partir de todo lo anterior, la planificación cinegética, no sólo en términos territoriales y de recurso, sino también social, se instituye como herramienta estratégica y de gran calado para abordar los retos actuales de la caza y avanzar hacia planteamientos de calidad (Caro, Delibes-Mateos y Arroyo, 2014).

Agradecimientos

A Don Mateu Castelló Mas († 2015), a Bartomeu Binimelis Roig († 2016) y a María Adrover Adrover († 2017), por sus grandes enseñanzas sobre naturaleza y medio rural.

Al Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca por su apoyo y aportación de datos sociales y territoriales en materia de caza.

Al Dr. Bartomeu Seguí Campaner, Jefe del Servicio de Caza del Consell de Mallorca, por su ayuda y revisión de este artículo.

A la Sra. Antonia Rosselló Oliver, Servicio de Caza del Consell de Mallorca, por su valioso trabajo de recopilación y tabulación de datos estadísticos.

Al personal técnico, administrativo y de vigilancia del Servicio de Caza del Consell de Mallorca, y con el cual hemos trabajado para la redacción de este documento, por su constante implicación en el cometido de su trabajo y colaboración en materia de investigación.

Referencias

- Aguilar, R. y Mayol, J. (1988). Evolució i distribució recent del nombre de caçadors a les Balears. *Treballs de geografia*, 40, 61-65. Recuperado de <https://www.raco.cat/index.php/TreballsGeografia/article/view/104051>
- Aguiló, J. A., Castelló, M., Seguí, B., Barceló, A., García, A i Vidal, J. (2011). Caça i pedra en sec a Mallorca. En Reynes, A. (coord.). *V Trobada d'estudi per a la preservació del patrimoni de pedra en sec als Països Catalans*, 2009. Recuperado de https://www.conselldemallorca.cat/media/42228/V_Trobada.pdf
- Andueza, A., Lambarri, M., Urda, V., Prieto, I., Villanueva, L.F y Sánchez García, C. (2018a). *Evaluación del impacto económico y social de la caza en Castilla - La Mancha 2016*. Recuperado de <https://www.fundacionartemisan.com/wp-content/uploads/2018/02/Informe-Caza-Castilla-La-Mancha-Deloitte-Artemisan.pdf>
- Andueza, A., Lambarri, M., Urda, V., Prieto, I., Villanueva, L.F y Sánchez García, C. (2018b). *Evaluación del impacto económico y social de la caza en España*. Recuperado de <https://www.fundacionartemisan.com/wp-content/uploads/2018/05/ESTUDIO-COMPLETO-ESPA%C3%91A.pdf>
- Àrea d'Agricultura i Pesca. Estadística. (2009). *Estadístiques bàsiques de l'agricultura, la ramaderia i la pesca a les Illes Balears*. Govern de les Illes Balears: Conselleria de Presidència.
- Barceló Adrover, A. (2009). *La caça a Mallorca*. Mallorca: Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears.
- Barceló Adrover, A. (2013). Història i Geografia de la Caça. En A. Barceló (Ed.), *La caça i la cultura cinegètica de Menorca* (pp. 12-65). Mallorca.
- Barceló Adrover, A. (2015a). *Caça, territori i societat a Mallorca* (Tesis doctoral). Universitat de les Illes Balears, Palma de Mallorca.
- Barceló Adrover, A. (2015b). *La Caça a Menorca (2): Les espècies de caça a Menorca, terrenys de caça i caçadors*. Menorca: Col·lectiu Folklòric de Ciutadella (núm.104).
- Barceló Adrover, A. y Grimalt Gelabert, M. (2014). La huella cinegética en Mallorca. Piedra en seco y gestión de la caza. En D. Pavón Gamero, A. Ribas Palom, S. Ricart Casadevall, A. Roca Torrent, I. Salamaña Serra y C. Tous de Sousa (Eds.), *XVII Coloquio de Geografía Rural. Revalorizando el espacio rural: leer el pasado para ganar el futuro* (pp. 745-758). Recuperado de <https://parqueagrariofuenlabrada.es/wp-content/uploads/2014/09/XVII-Coloquio-de-Geografia-Rural.pdf>
- Barceló Adrover, A. y Seguí Campaner, B. (2017). Anàlisi dels aspectes socials de la caça a Mallorca: distribució territorial, anàlisi per edats i gèneres, tipologies de llicències i comparatives. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 60, 65-89. Recuperado de <https://www.raco.cat/index.php/BolletiSHNBalears/article/view/338452>

- Barceló Adrover, A., Grimalt Gelabert, M. y Binimelis Sebastián, J. (2015). Implicaciones territoriales, sociales y ambientales de las sociedades de cazadores locales en Mallorca. En J. de la Riva, P. Ibarra, R. Montorio, y M. Rodrigues, (Eds.), *XXIV Congreso de la Asociación Española de Geógrafos. Análisis espacial y representación geográfica: innovación y aplicación* (pp 1543-1552). Recuperado de http://congresoage.unizar.es/eBook/trabajos/163_Barcelo%20Adrover.pdf
- Barceló Adrover, A., Binimelis Sebastián, J. y Grimalt Gelabert, M. (2016). Caracterización del perfil social y territorial del cazador mallorquín. En A.R. Ruiz Pulpón, M.A. Serrano de la Cruz Santos-Olmo y J. Plaza Tabasco (Coords), *Treinta años de Política Agraria Común en España* (pp. 496-511). Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6274404>
- Barceló Adrover, A., Seguí Campaner, B. y Rengifo Gallego, J.I. (2017). La caza de la cabra salvaje mallorquina en el contexto del turismo cinegético. *Eria*, 37(2), 233-252. <https://doi.org/10.17811/er.2.2017.233-252>
- Barceló Adrover, A., Grimalt Gelabert, M. y Binimelis Sebastián, J. (2017). Análisis bibliométrico de los estudios geográficos de la caza en España (1978-2015). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 74, 301-332. <http://dx.doi.org/10.21138/bage.2456>
- Bernard Danzberger, J. (2009). 56 millones de cazadores. *Trofeo*.
- Binimelis Sebastián, J. (2006). La difusión residencial en el espacio rural de la isla de Mallorca en la década de los noventa. Nuevas aportaciones para una correcta interpretación del llamado “tercer boom” turístico. *Scripta Nova. Revista electrónica de geografía y ciencias sociales*, X, 225. Recuperado de <http://revistes.ub.edu/index.php/ScriptaNova/article/view/1059>
- Binimelis Sebastián, J. y Ordinas Garau, A. (2012). Paisatge i canvi territorial en el món rural de les Illes Balears. *Territoris*, 8, 11-28. Recuperado de <https://www.raco.cat/index.php/Territoris/article/view/259750>
- Bover Pujol, J. y Rosselló Vaquer, R. (2016). La caça i els cans a les Balears (segles XIII-XIX). *Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 24. Mallorca: Consell de Mallorca. Departament de Desenvolupament Local.
- Brunet Estarellas, P. J. (1978). Aspectes geogràfics i socials de la caça i dels vedats a Mallorca. *Treballs de geografia*, 35, 25-34. Recuperado de <http://ibdigital.uib.es/greenstone/collect/treballsGeografiaVolums/index/assoc/Treballs/ de Geografia 19/78v35.dir/Treballs de Geografia 1978v35.pdf>
- Brunet Estarellas, P.J. (1989). La red ferroviaria de Mallorca y su incidencia en el desarrollo insular. *Treballs de geografia*, 42, 49-55. Recuperado de <http://ibdigital.uib.es/greenstone/collect/treballsGeografia/index/assoc/Treballs/ de Geografia 19/78v35p02.dir/Treballs de Geografia 1978v35p025.pdf>
- Canton du Valais. Statistiques chasse. Recuperado de <https://www.vs.ch/web/scpf/statistique-chasse>.
- Caro, J., Delibes-Mateos, M. y Arroyo, B. (2014). La gestión cinegética y la conservación de especies. *Ambienta*, 108, 68-79. Recuperado de <http://www.revistaambienta.es/WebAmbienta/marm/Dinamicas/secciones/articulos/Caro.htm>
- Cecilia Gómez, J.A. y Martínez Garrido, E. (1986). *Manchas de Caza Mayor*. Madrid: Ediciones el Viso.
- Chanteloup, L. (2016). Du tourisme de chasse au tourisme d'observation, l'expérience touristique de la faune sauvage - l'exemple de la réserve faunique de Matane (Québec). *Téoros: Revue de recherche en tourisme*, 32(1), 17-26. <http://dx.doi.org/10.7202/1036650ar>
- Crespo Guerrero, J.M. (2013). *La caza mayor en la provincia de Jaén (España) antes de la Ley 1/1970. Análisis territorial de un recurso natural* (Tesis doctoral, Departamento de Antropología, Geografía e Historia, Facultad de Humanidades y Ciencias de la Educación, Universidad de Jaén, Jaén). Recuperado de <http://ruja.ujaen.es/jspui/handle/10953/509>
- Crespo Guerrero, J.M. (2017). Apuntes sobre la política cinegética franquista (1939-1975). En *Sociedad Española de Ciencias Forestales. Gestión del monte: servicios ambientales y bioeconomía. 7º Congreso Forestal Español*. Plasencia, Cáceres, Extremadura. Recuperado de <http://7cfe.congresoforestal.es/content/apuntes-sobre-la-politica-cinegetica-franquista-1939-1975>
- Decreto 72/2004, de 16 de julio, por el cual se regulan los planes técnicos de caza y los refugios de caza en las Islas Baleares. BOIB, núm. 102 de 22-07-2004, pp. 29-32.

- Delibes-Mateos, M., Caro, J. y Arroyo, B. (2017). Funciones y valoraciones de la caza y su gestión en España: estudios científicos sobre el colectivo cinegético. *Arbor*, 193 (786), a414. <http://dx.doi.org/10.3989/arbor.2017.786n4003>
- El Periódico de Aragón (10 de noviembre de 2014). *El 30% de las licencias de caza de Aragón son de fuera*. Recuperado de http://www.elperiodicodearagon.com/noticias/aragon/30-licencias-caza-aragon-son-fuera_983228.html
- Econométrica Investigación Social, S.L. (2009). *Estudio socioeconómico sobre la caza e o perfil do cazador en Galicia*. Observatorio de Caza, Federación Galega de Caza, Consellería do Medio Rural – Xunta de Galicia, Fondo Social Europeo – Unión Europea. Recuperado de <https://www.federaciongalegadecaza.com/Observatorio/Resumo.Estudio.Socioeconomico.pdf>
- Federation of Associations for Hunting and Conservation of the EU (FACE) (2010). *Census of the number of hunters in Europe. Sep. 2010*. Recuperado de <https://www.face.eu>
- Federation of Associations for Hunting and Conservation of the EU (FACE) (2017). *Proportion of women hunters in different European countries*. Recuperado de http://www.face.eu/sites/default/files/attachments/face_female_hunters_in_europe.pdf
- Fernández, F. (1986). Las sociedades de cazadores en Asturias. Un ejemplo de las estrategias para la defensa del espacio rural de la invasión urbana. *Ería*, 10, 143-145. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=34659>
- Fundación Caza sostenible y biodiversidad (FUNCASBIOD) (2016). *El impacto socioeconómico de la actividad cinegética vasca*. País Vasco: Departamento de desarrollo económico y competitividad – Gobierno Vasco, Desarrollo rural, litoral y alimentario – HAZI. Recuperado de http://www.nasdap.ejgv.euskadi.eus/contenidos/nota_prensa/estudio_socioeconomico_caza/es_def/adjuntos/ESTUDIO_IMPACTO_CINEGETICO_CAE.pdf
- Garrido Martín, J. L. (2012). *La caza. Sector económico. Valoración por subsectores*. Madrid: FEDENCA - EEC. Recuperado de https://www.fecaza.com/images/stories/CAZA_Sector_economico.pdf
- González Arenas, J., Arias de Reyna Martínez, L. M. y Ruiz Avilés, P. (2004). *La actividad cinegética en Córdoba*. Córdoba: Diputación de Córdoba.
- Gunnarsdotter, Y. (2006). Hunting tourism as ecotourism: conflicts and opportunities. *Ecotourism in Scandinavia: Lessons in Theory and Practice*, 172-198. <https://doi.org/10.1079/9781845931346.0178>
- Gutiérrez, J. E. (2013). El potencial de las sociedades de cazadores como herramienta de conservación en España. *Ecosistemas*, 22(2), 104-106. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2013.22-2.15>
- Iglesias, M.J. (20 de febrero de 2013). Tiro de gracia a la caza. *La Nueva España*. Recuperado de <http://www.lne.es/asturama/2013/02/20/tiro-gracia-caza/1371368.html>
- Instituto de Estadística de las Islas Baleares (IBESTAT) (2017). *Población*. Recuperado de <https://ibestat.caib.es/ibestat/estadistiques/poblacio>
- Laborde, A. (15 de noviembre de 2016). El cazador se hace viejo. *El País*. Recuperado de https://politica.elpais.com/politica/2016/11/15/actualidad/1479208214_519372.html
- Ley 7/1985, de 2 de abril, Reguladora de las Bases del Régimen Local. BOE núm. 80. 03/04/1985, pp. 8.945-8.964.
- Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del patrimonio natural y de la biodiversidad. BOE núm. 299, 14/12/2007, pp. 51.275-51.327.
- Ley 6/2006, de 12 de abril, balear de caza y pesca fluvial. BOIB, núm. 61, 27/04/2006, pp. 4-23.
- López Ontiveros, A. (1981). El desarrollo reciente de la caza en España. En *Supervivencia de la Montaña. Actas del coloquio Hispano – Francés sobre las Áreas de Montaña*, (pp.271-297). Madrid: Ministerio de Agricultura y Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie.
- López Ontiveros, A. (1991). Algunos aspectos de la evolución de la caza en España. *Agricultura y Sociedad*, 58, 13-51.
- López Ontiveros, A. (1992). La investigación sobre la actividad cinegética en España: Estado de la cuestión. En *VI Coloquio de Geografía Rural. Ponencias* (pp. 145-188). Departamento de Geografía, Universidad de Madrid, Madrid.

- López Ontiveros, A. (1994). Caza, actividad agraria y geografía en España. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 24, 111-130. Recuperado de <https://www.raco.cat/index.php/DocumentsAnalisi/article/view/41616>
- López Ontiveros, A. y García Verdugo, F. R. (1991). Geografía de la Caza en España. *Agricultura y Sociedad*, 58, 81-112. Recuperado de https://helvia.uco.es/bitstream/handle/10396/5587/a058_03.pdf?sequence=1
- Lluch i Dubon, F. D. (1997). *Geografia de les Illes Balears*. Palma: Lleonard Muntaner editor.
- Marsal Caselles, P.J. y Porta Josa, E. (2001). Estudi de la caça i alternatives de gestió cinegètica a la serra de Castelltallat. En Agencia de Desenvolupament Forestal. Gestió Forestal. *Gestió associada de boscos privats i estudis tècnics de les zones cremades 1994-1998* (pp 127-147). Dossier 2.
- Martínez Garrido, E. (1991). La geografía de la caza en Castilla-La Mancha. *Agricultura y Sociedad*, 58, 263-293. Recuperado de https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/biblioteca/revistas/pdf_ays/a058_10.pdf
- Martínez Garrido, E. (2009). Visiones territoriales del boom cinegético español, 1970-1989. *Boletín de la Asociación Española de Geógrafos*, 51, 325-351. Recuperado de <https://www.age-geografia.es/ojs/index.php/bage/article/view/1143>
- Martinez-Jauregui, M., Arenas, C., y Herruzo, A. C. (2011). Understanding long-term hunting statistics: the case of Spain (1972-2007). *Forest Systems*, 2011, 20(1), 139-150. <https://doi.org/10.5424/fs/2011201-10394>
- Mateos, R. (27 de julio de 2014). La falta de cazadores lleva a la Generalitat a estudiar su profesionalización. *La Vanguardia*. Recuperado de <https://www.lavanguardia.com/vida/20140727/54411899935/la-falta-de-cazadores-lleva-a-la-generalitat-a-estudiar-su-profesionalizacion.html>
- Metra S. (1985). *Turismo Cinegético en España*. Madrid: Secretaría General de Turismo, Subdirección General de Infraestructura Turística.
- Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA) (2013). *Estadística Anual de Caza*. Recuperado de http://www.mapama.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/Est_Anual_Caza.aspx
- Ministerio de Educación, Cultura y Deporte (2016). *Anuario de Estadísticas Deportivas 2016*. Recuperado de <https://www.mecd.gob.es/servicios-al-ciudadano-mecd/estadisticas/deporte/anuario-deporte.html>
- Moltó Mantero, E. y Hernández Hernández, M. (2004). La funcionalidad de los medios rurales en las sociedades urbanas. *Investigaciones geográficas*, 34, 63-76. <https://doi.org/10.14198/INGEO2004.34.06>
- Monge Gómez, J. (2012). La caza en el País Vasco. *Foresta*, 55, especial País Vasco-Euskadi. Recuperado de <http://www.redforesta.com/wp-content/uploads/2012/10/GF2-La-caza-en-el-Pais-Vasco.pdf>
- Mulero Mendigorrí, A. (1991). La organización local de la caza en España. Una aproximación geográfica. *Agricultura y Sociedad*, 58, 187-213. Recuperado de https://helvia.uco.es/bitstream/handle/10396/5619/a058_07.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Mulero Mendigorrí, A. (1995). *Espacios rurales de ocio. Significado general y análisis en la Sierra Morena cordobesa*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Murray Mas, I. (2012). *Geografies del capitalisme balear: poder, metabolisme socioeconòmic i petjada ecològica d'una superpotència turística* (Tesis doctoral, Departament de Ciències de la Terra, Universitat de les Illes Balears, Palma de Mallorca). Recuperado de <https://www.tesisenred.net/handle/10803/104203>
- Naidoo, R., Weaver, L. C., Diggle, R. W., Matongo, G., Stuart-Hill, G. & Thouless, C. (2016). Complementary benefits of tourism and hunting to communal conservancies in Namibia. *Conservation Biology*, 30(3), 628-638. <https://doi.org/10.1111/cobi.12643>
- Pinet, J.M. (1993). *Les chasseurs de France*. Paris: Union nationale des Fédérations départementales des chasseurs; Institut national agronomique Paris-Grignon, Laboratoire de la faune sauvage.
- Pons Muñoz, J. M. (1995). *La caza en Menorca*. Menorca: Setmanaris i Revistes.
- Redacción revista Jara y Sedal (18 de septiembre de 2017). El 87% de la superficie de España es terreno de caza. *Jara y Sedal*. Recuperado de <http://revistajaraysedal.es/espana-terreno-de-caza/>
- Rengifo Gallego, J. I. y Sánchez Martín, J.M. (2016). Caza y Espacios Naturales Protegidos en Extremadura. *Investigaciones Geográficas*, 65, 57-73. <https://doi.org/10.14198/INGEO2016.65.04>

- Rengifo Gallego, J. I. (2009). La oferta de caza en España en el contexto del turismo cinegético internacional: las especies de caza mayor. *Ería* (78-79), 53-68. Recuperado de <https://www.unioviado.es/reunido/index.php/RCG/article/view/1637>
- Rengifo Gallego, J. I. (2012). Evaluación de la actividad cinegética en Extremadura en los albores del siglo XXI: Retos a corto y medio plazo. *Estudios geográficos*, 73(272), 189-214. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.201207>
- Rengifo Gallego, J.I. (2008). Un segmento del turismo internacional en auge: el turismo de caza. *Cuadernos de turismo*, 22, 187-210. Recuperado de <http://revistas.um.es/turismo/article/view/48181>
- Sanz, A. (2017). ¿Nos quedamos sin morraleros? Algunas estadísticas al respecto. *Caza y Safaris*, 14-19, 390.
- Seguí Campaner, B., Sanz Rueda, A., Barceló Adrover, A., García Amengual, A., Santandreu Jaume, J. y Vidal Fueris, J. (2014). *Boc Balear, cuatro milenios de historia, diez años de homologación*. Mallorca: Departament de Medi Ambient, Consell de Mallorca.
- Scallan, D. (2017). Plan de Acción Europeo. Naturaleza, población y economía. *Jara y Sedal*, 188, 34.
- Serrano García, B. (2005). Caza y naturaleza en Monfragüe. Mancomunidad de Monfragüe. *El periódico de Extremadura*.
- Servent, A., Pont, J., Arilla, M. y Rocaspana, R. (2015). *Control y vigilancia del aprovechamiento de los recursos cinegéticos y piscícolas*. Madrid: Federación de Servicios a la Ciudadanía de CCOO. Ediciones GPS.
- Servera Vila, J. I. (2006). Llargot dels caçadors de la contrada de Campos. En J. Massot (coord.) *Estudis de Llengua i literatura catalanes* (pp. 279-307). Barcelona: Publicacions de l'Abadia de Monserrat.
- U.S. Fish and Wildlife Service (2011). National Survey of Fishing, Hunting and Wildlife-Associated Recreation. Recuperado de <https://www.census.gov/prod/2012pubs/fhw11-nat.pdf>
- Willnegger, L. (2017). La contribución de los cazadores a una nueva política agrícola europea. *Jara y Sedal*, 187, 50.

Cita bibliográfica: Bustamante Campoverde, A. S. (2018). Análisis de la isla de calor urbana en el entorno andino de Cuenca-Ecuador. *Investigaciones Geográficas*, (70), 167-179. <https://doi.org/10.14198/INGEO2018.70.08>

Análisis de la isla de calor urbana en el entorno andino de Cuenca-Ecuador

Analysis of the urban heat island in the Andean environment of Cuenca-Ecuador

Andrés Santiago Bustamante Campoverde¹

Resumen

La isla de calor urbana (ICU) se define como la diferencia térmica entre la ciudad y la zona rural. Este fenómeno debido a su importancia se estudia a nivel global, sin embargo en ciudades andinas es limitado su estudio, en donde la geografía condiciona la interpretación de la ICU. En Cuenca la zona urbana está a menor altitud que la zona rural, de tal manera que intensifica el calor urbano. En este sentido, este artículo analiza el calor urbano del cantón Cuenca en períodos extremos definidos como época húmeda y seca entre los años 2015 a 2017 en base de información de la red de estaciones del cantón Cuenca con datos de parámetros climáticos como temperatura, precipitación y humedad relativa. Después se generan mapas de calor con los datos de 10 estaciones urbanas y rurales con rango altitudinal de 2.400 hasta 2.800 m s.n.m. Finalmente se identifica la ICU por períodos y sus diferencias respecto a la estación rural más fría. Los resultados muestran una ICU promedio de 3 °C en el centro urbano para el período húmedo y seco de 2015 a 2017.

Palabras clave: Isla de calor urbana; morfología andina; parámetros climáticos; isotermas; Cuenca.

Abstract

The Urban heat island (UHI) is defined as being the thermal difference between the city and rural area. Due to the importance of this phenomenon it is studied on a global level. However, in Andean cities its geography makes it difficult to interpret the ICU. In Cuenca the urban area is lower than the rural area so the urban heat island effect intensifies. In this sense, this article analyses the urban heat island of Cuenca in extreme periods defined as the wet and dry seasons between 2015 and 2017 based on information obtained from the network of stations of Cuenca with data on temperature, precipitation and relative humidity parameters. After that isotherms are produced with the data from 10 urban and rural stations with an elevation range of 2,400 to 2,800 m a. s. l. Finally the ICU is identified per period and the differences are compared to those of the coldest rural station. Results show an ICU of 3 °C in the urban center for the wet and dry period from 2015 to 2017.

Keywords: Urban heat island; Andean morphology; climatic characteristics; isotherms; Cuenca.

1. Introducción

La isla de calor urbano (ICU) se define como el incremento térmico en la ciudad respecto a la zona rural circundante (Oke, 1987). Este fenómeno incide en el confort ambiental y bienestar de las personas, de tal manera se lo ha estudiado en relación con los impactos en la salud (Heaviside, Macintyre, & Vardoulakis, 2017). Estos impactos dependen de la intensidad de ICU que varían dependiendo del tamaño

¹ Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Universidad de Cuenca, Ecuador. andres.bustamantec@ucuenca.ec

de cada ciudad (Estoque, Murayama, & Myint, 2017) y en la cual se ha estudiado principalmente la ICU en relación con la morfología tanto a escala regional (Palme, Inostroza, Villacreses, Lobato-Cordero, & Carrasco, 2017), así como a escala micro (Bustamante, 2017; Priyadarsini, Hien, & Wai David, 2008; Rosas-Lusset & García, 2013).

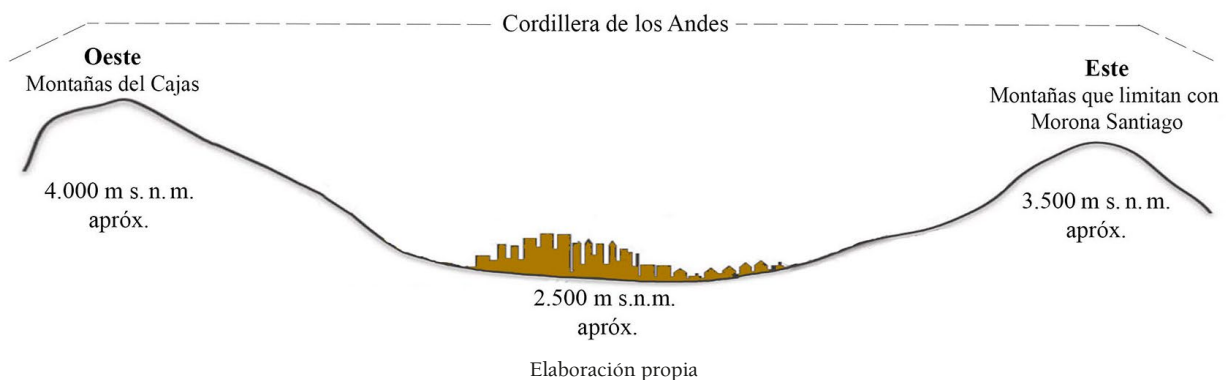
El estudio de la ICU se centra en el análisis de la temperatura ambiente que generalmente usa mediciones in situ o a través de registros de las estaciones meteorológicas. No obstante, para estudiar las ICUs entendidas como el estudio de la temperatura emitida por la superficie, el método más aplicado ha sido mediante el uso de imágenes de satélite (Kotharkar, Ramesh, & Bagade, 2018). Además, teniendo como punto de partida el registro de temperatura ambiente o superficial, una forma de estudiar y representar gráficamente esta variación térmica ha sido a través de la generación de mapas de calor o isotermas con el apoyo de SIG (Sistemas de información geográfica) (Fries, Rollenbeck, Nauß, Peters, & Bendix, 2012).

Por otro lado, la identificación de la ICU ha sido limitada por el hecho de que el calor urbano se evalúa respecto solo a un punto o área rural, cuando la realidad en algunos sitios sugiere una mayor inclusión de sitios de medición, como en el caso de Cuenca donde un mayor número de estaciones rurales pueden completar el estudio, a más de considerar su variada topografía. Adicionalmente, los estudios de clima se han fundamentado como flujos sobre terrenos planos y homogéneos, similar a escenarios lineales cuando en realidad las escalas de estudio en cada territorio pueden ser heterogéneas como en los contextos caracterizados por montaña en donde varía la altitud, de tal manera que estos análisis deben ser afinados (Palacio & Jiménez, 2012).

Específicamente el contexto climático de los Andes se caracteriza por ser uno de los sistemas montañosos más importantes del mundo que presenta uno de los gradientes climáticos en dirección este-oeste más marcados a nivel global (Garreaud, Vuille, Compagnucci, & Marengo, 2009), cuya modificación climática tiene un condicionamiento por la topografía andina (Urrutia & Vuille, 2009) caracterizada por su variación de altitud y pendiente (Vuille, Bradley, Werner, & Keimig, 2003; Vuille, Bradley, & Keimig, 2000). Es así que una hipótesis para describir el comportamiento de la ICU en ciudades andinas, sugiere el “efecto sumidero de calor” (Figura 1) asociado a la fuerte brisa de la cordillera de los Andes, que barre la ICU y la desplaza al poniente de la ciudad (Sarricolea & Martín-Vide, 2014).

A la anterior delimitación andina se le suma la condición de zona tropical como el caso de Ecuador, ya que entornos cercanos a la línea ecuatorial permanecen más calientes (Estoque *et al.*, 2017) y que a la vez dentro de este territorio se diferencia situaciones de ICU para costa (Palme *et al.*, 2016) y sierra (Bustamante, 2017). En el contexto del cantón Cuenca (Ecuador) si se realiza un corte en sentido este-oeste (Figura 1), se observa que está dentro la Cordillera de los Andes y que se delimita dentro de la misma al oeste por montañas del Cajas y al este por montañas que limitan con la Provincia de Morona Santiago. Esta configuración tipo valle, es decir una geometría con depresión en la superficie terrestre en la parte central donde se asienta la ciudad, es muy común en ciudades andinas o en el caso de Ecuador en donde las ciudades de sierra presentan un esquema similar debido a que la cordillera de los Andes atraviesa todo el territorio de norte a sur.

Figura 1. Esquema andino para un contexto de Ecuador-Cuenca



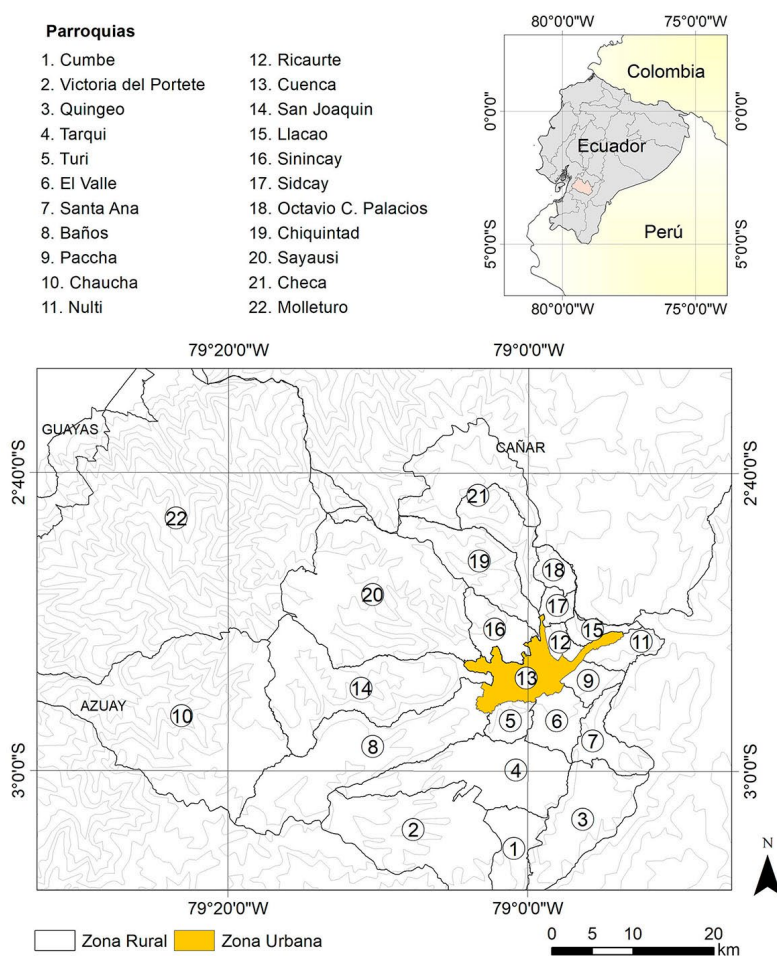
Particularmente, en Cuenca, si bien se ha caracterizado y verificado la existencia de isla de calor para el año de 2014 que muestra una ICU de 2 °C en el periodo nocturno (16 h a 24 h) para temperatura

ambiente, mientras que las diferencias de temperatura superficial supera la temperatura ambiente en las áreas periféricas con una diferencia que oscila entre 5 y 15 °C y entre 2 a 13,5 °C en el área urbana (Guillén-Mena & Orellana, 2016). Además un estudio experimental más reciente se enfoca en la semana más cálida de noviembre para 2017 que compara el centro urbano con la estación rural de Llaqueo de similar altitud e identifica una ICU de 5 °C en el día y una ICU de 3 °C para la noche (Bustamante, 2017). El presente estudio pretende dar seguimiento al fenómeno y ampliar la escala y periodo de análisis del mismo, que a la vez permita interpretar la relación de la ICU respecto al resto del entorno rural con mayor frío y altitud. Es por ello que el presente trabajo tiene como objetivo analizar la relación del entorno rural y la urbe en base de la ICU en épocas extremas húmeda y seca entre los años 2015 y 2017 mediante la creación de mapas de calor para el cantón Cuenca. Los análisis de mapas de calor expuestos resultan de gran interés para el entendimiento del comportamiento climático en el entorno Andino.

1.1. Área de Estudio

El cantón Cuenca se encuentra ubicado en el sistema orográfico de los Andes en las coordenadas 2°39' a 3°00' de latitud sur y 78°54' a 79°26' de longitud oeste, la zona urbana tiene una altitud promedio de 2.560 m s. n. m. Según la clasificación climática de Köppen-Geiger, la ciudad de Cuenca se cataloga como Cfb que corresponde a un clima de latitudes medias, húmedo y templado (Kottek, Grieser, Beck, Rudolf, & Rubel, 2006). El área total del cantón es de 3.102 km² mientras que el área urbana tiene una extensión 72,82 km² (Figura 2) (Municipalidad de Cuenca, 2015). Para el año 2017, el cantón tiene una población estimada de 603.269 habitantes, mientras el área urbana cuenta con 396.012 habitantes (Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo [SENPLADES], 2017).

Figura 2. Centro urbano y parroquias rurales del cantón Cuenca



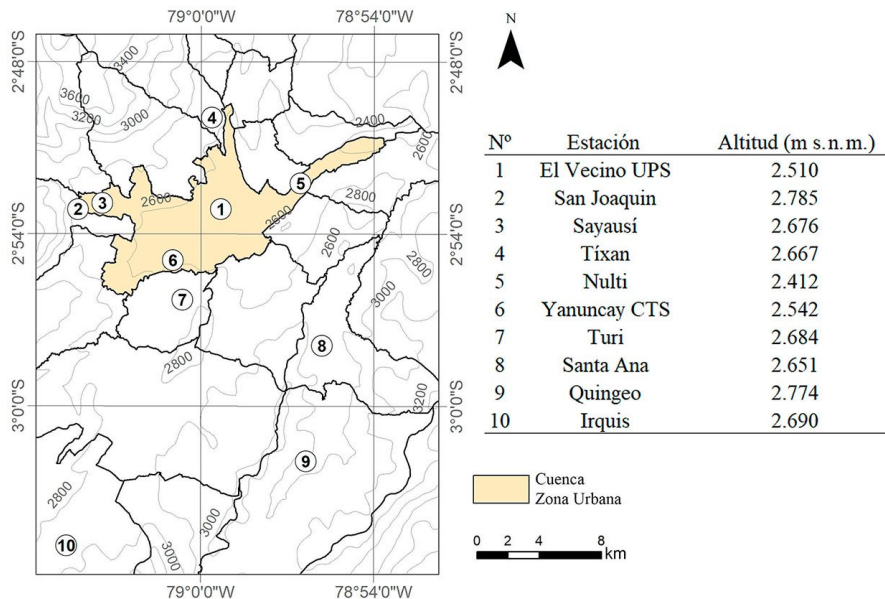
Fuente: INEC, 2017. Elaboración propia

2. Metodología

2.1. Selección de estaciones por altitud

En el cantón Cuenca existen estaciones periféricas que superan la altitud de 3.000 m s. n. m como el caso de Molleturo, mientras que en la zona urbana y su zona contigua concentran un mayor número de estaciones con rangos altitudinales entre 2.400 y 2.800 m s. n. m. Entonces con el fin de evitar errores por influencia importante de altitud se realizó el estudio con las estaciones que son próximas a este último rango de altitud (Figura 3).

Figura 3. Estaciones meteorológicas del cantón Cuenca



Fuente: Universidad Politécnica Salesiana, 2017. Elaboración propia

2.2. Períodos de evaluación para estudio

El registro histórico (1981-2010) de temperatura promedio en toda el área del cantón Cuenca —urbano y rural— muestra un rango de 12,9 °C a 16,6 °C (Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología [INAMHI], 2017). De este último rango y para el mismo periodo, el entorno urbano muestra una temperatura media promedio de 16,4 °C, en donde los años 1998, 2009 y 2010 fueron los únicos en alcanzar el promedio de 17 °C, mientras los demás han estado por debajo de este valor, incluyendo los años que van desde 2010 en adelante (Dirección general de aviación civil [DGAC], 2017). De esta manera el promedio de temperatura de estas tres últimas décadas y los años desde 2010 hasta 2017 se han mantenido oscilando entre los 16 y 17 °C, por lo que no se puede generalizar un incremento importante de temperatura, lo que muestra una tendencia de años normales.

De lo anterior también se puede mencionar que no se ha hecho mayor esfuerzo por interpretar el clima rural frente al urbano, lo que conlleva a una interpretación limitada no solo en la zona de Cuenca si no a nivel nacional, con lo que el estudio de ICU definida en un periodo mínimo o experimental permitirá interpretar un acercamiento en la tendencia térmica del entorno rural. Así se consideran dos aspectos fundamentales para la selección de la temporalidad del estudio. Primero, a partir de la consideración de una tendencia de años normales en la zona es válida la evaluación de la ICU en base a una muestra temporal representativa de al menos dos años, en donde se pueda entender el comportamiento de las épocas extremas: época seca y húmeda; y segundo, la investigación se ve condicionada por el hecho de que la información de las estaciones usadas para el estudio, cuentan con información completa disponible desde el año 2015.

Para realizar esta investigación se usó información del registro meteorológico de los años 2015 y 2017 de las estaciones del cantón Cuenca (Universidad Politécnica Salesiana, 2017). El estudio de la

ICU en Cuenca se centró en los periodos definidos como época húmeda y época seca que básicamente se definen por el régimen estacionario de lluvias delimitando las épocas extremas. Para ello nos valemos del registro de datos promedios de temperatura, humedad relativa y precipitación (Tabla 1), en donde la época húmeda tiene una mayor duración que abarca desde octubre hasta mayo que además posee mayor temperatura; mientras que la época seca se desarrolla entre los meses de junio y septiembre y tiene menor temperatura (Universidad Politécnica Salesiana, 2017). El punto de partida para el análisis de la ICU es el comportamiento térmico, así se evalúa estas últimas cuatro épocas para el periodo de 2015 y 2017.

Tabla 1. Promedios de variables para delimitación de época húmeda y seca

Años 2015-2017	época húmeda: octubre 2015 a mayo 2016	época seca: junio 2016 a septiembre 2016	época húmeda: octubre 2016 a mayo 2017	época seca: junio 2017 a septiembre 2017
Temperatura media °C	14,52	12,77	13,83	13,14
Humedad relativa media %	78,75	76,87	80,28	75,08
Precipitación media mm	0,115	0,055	0,144	0,047

Fuente: Universidad Politécnica Salesiana, 2017. Elaboración propia

Definidos las estaciones y periodos de evaluación para la ICU, esta información fue utilizada para la generación de mapas de calor o isotermas y mediante el uso de la expresión de Oke (1981) se identificó el incremento térmico.

2.3. Generación de Isotermas

Para la generación de los mapas de isotermas se empleó el esquema metodológico de Fries *et al.*, (2009) y Fries, Rollenbeck, Nauß, Peters, & Bendix (2012). Así se usó información de las estaciones sobre la temperatura ambiente y considerando su nivel de altitud. Esta información permitió calcular el gradiente altitudinal que mediante interpolación con un modelo digital de elevación (DEM) con resolución de 200 m por pixel (Souris, 2016), definió los mapas de calor mediante el uso del software QGIS 2.4. A continuación se explican los pasos seguidos.

2.3.1. Promedios por época, gradientes altitudinales y deducción

El primer paso consiste que mediante los valores de cotas altitudinales de cada estación y los valores promedios de temperatura se realice una regresión lineal y dé como resultado la expresión de la siguiente forma:

$$T_p = \Gamma \cdot z + (b) \quad (1)$$

Dónde T_p es la temperatura promedio por época del aire (en ° C), Γ la pendiente (la tasa de caída), b la intersección de regresión (la base para el nivel de temperatura) y z la altitud (m).

De la expresión 1 se pudieron calcular los valores obtenidos de Γ y b , que se muestran en la Tabla 2, además del valor R^2 de cada ecuación de regresión.

Tabla 2. Valores de Γ (la tasa de caída), b la intersección de regresión

Promedio	Γ	b	R^2
Época húmeda 2015-2016	-0,0086	37,6	0,67
Época seca 2016-2016	-0,0083	35,148	0,65
Época húmeda 2016-2017	-0,0076	34,352	0,61
Época seca 2017-2017	-0,009	37,458	0,68

Elaboración propia

El siguiente paso consiste en calcular la temperatura al nivel base (Z_{det}) que en este caso será de 2.400 m s. n. m. por ser el nivel más bajo de la zona estudiada (Figura 3), y se usa la siguiente expresión:

$$T_{Det} = T_{ep} + (\Gamma \cdot (Z_{Det} - Z_{est})) \quad (2)$$

Dónde T_{Det} es la temperatura promedio del nivel base por época (°C), Z_{Det} el nivel de desviación (aquí 2.400 m s. n. m.) y Z_{est} la altitud de la estación climática (m s. n. m.).

2.3.2. Interpolación y restablecimiento de la distribución altitudinal

Después con los valores de T_{Det} se utiliza una interpolación tipo Kriging que genera una superficie estimada a partir de un conjunto de puntos dispersados (x,y) con un valor de referencia z. Entonces el DEM se usa para restablecer la distribución vertical de T para cada píxel invirtiendo la ecuación anterior:

$$T_{(x,y)} = T_{Det} + (\Gamma \cdot (Z_{(x,y)}^{DEM} - Z_{Det})) \quad (3)$$

Donde $T_{(x,y)}$ es el promedio resultante de la temperatura media a una celda de la cuadrícula de posición (x,y), y $Z_{(x,y)}^{DEM}$ es la altitud de la celda de cuadrícula del DEM en una posición (x,y, en m s. n. m.).

2.4. Identificación de la ICU

La expresión (4) de Oke ha sido empleada en varias investigaciones para evaluar la intensidad del fenómeno de la ICU (Chow & Roth, 2006; Oke, 1981, 1988; Steeneveld, Koopmans, Heusinkveld, Van Hove, & Holtslag, 2011):

$$ICU = (T_{urban} - T_{rural}) \quad (4)$$

Donde, ICU es la Intensidad de Isla de Calor en grados centígrados, T_{urban} es la temperatura en la zona urbana y T_{rural} es la temperatura en la zona rural.

Finalmente, los mapas de ICU se obtienen a partir de la diferencia entre los mapas de isotermas que contienen los valores de todas las estaciones del estudio; y la estación más fría que para el presente trabajo es la estación de Quingeo, de tal forma que se puede resumir en la siguiente expresión 5.

$$ICU = (T_{(x,y)} - T_{rural}) \quad (5)$$

Donde, ICU es la Intensidad de Isla de Calor en grados centígrados, $T_{(x,y)}$ es el promedio resultante de la temperatura media a una celda de la cuadrícula de posición (x,y) o la isoterma resultante del área de estudio; y T_{rural} es la temperatura en la zona rural.

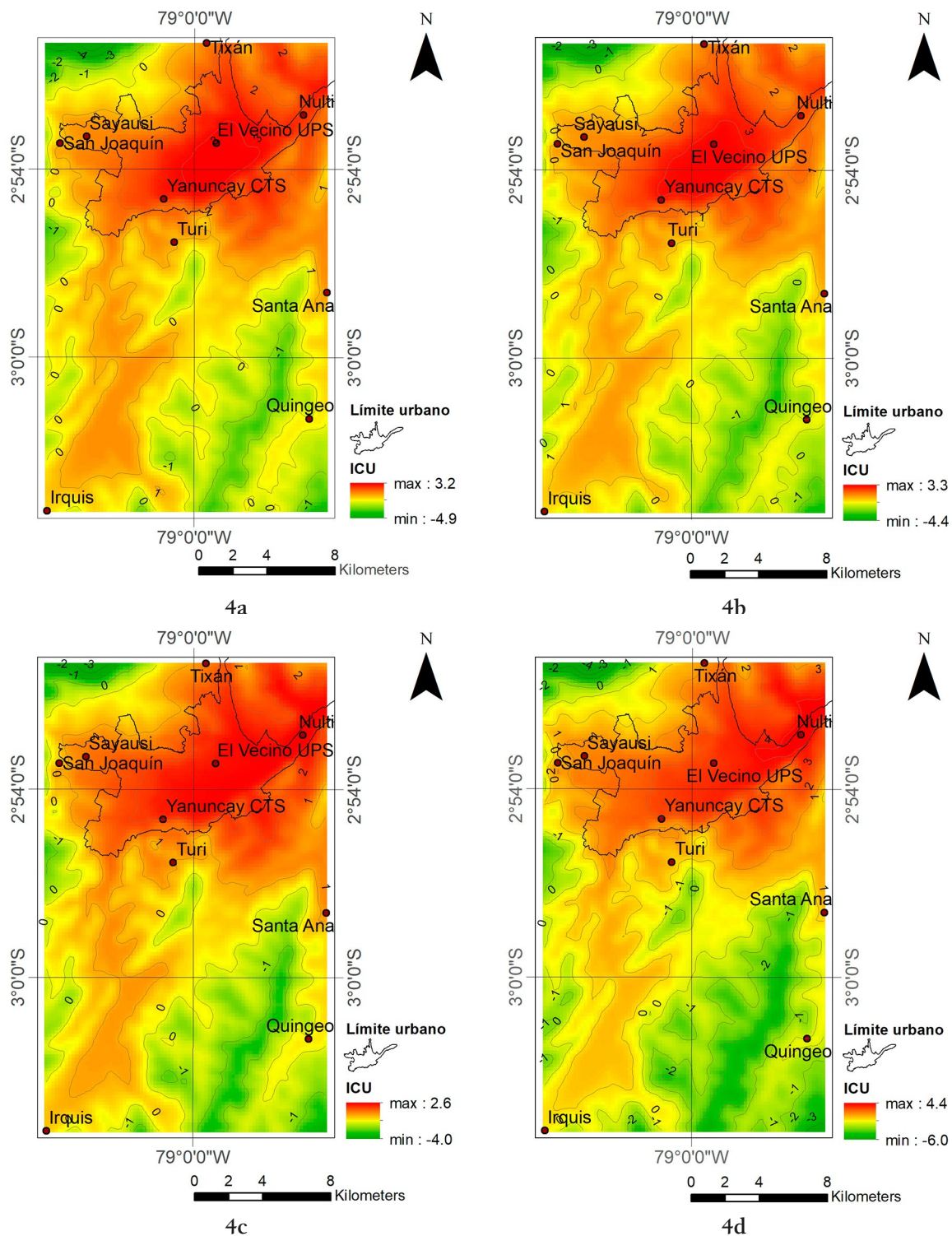
3. Resultados

3.1. Mapas de ICU

En la Figura 4 se muestran los mapas de calor de acuerdo a épocas húmedas y secas con datos de registros diarios y temperaturas medias. En general los mapas de calor muestran a la zona urbana con una mayor temperatura (ver límite urbano en la Figura 4), en donde principalmente las estaciones de El Vecino UPS, Yanuncay CTS y Nulti son las que presentan mayor incremento térmico, además estas estaciones están a una cota altitudinal menor a los 2.600 m s. n. m. de este modo la mayor concentración de calor urbano coincide en la zona urbanizada de la ciudad.

En las épocas húmedas de 2015-2016 (Figura 4a) y época húmeda 2016-2017 (Figura 4c), la estación de El Vecino UPS muestra la mayor concentración de calor y alcanza un máximo de 3,2 °C y 2,6 °C respectivamente, mientras que la mínima concentración de calor respecto a la estación de Quingeo, se da en Santa Ana e Irquis con un valor inferior a 1,2 °C. Por su parte en los periodos secos 2016-2016 (Figura 4b) el incremento térmico se sigue manifestando alrededor de la estación central de El Vecino UPS que en este caso alcanza una ICU máxima de 3,3 °C, mientras que la estación urbana de Nulti para el periodo seco de 2017-2017 (Figura 4d) alcanza una ICU máxima de 4,4 °C. Además en los periodos secos, los mínimos valores de ICU se identifican en la estación de Santa Ana e Irquis. De estos primeros resultados se observa que la ICU tiene mayor intensidad en los periodos secos.

Figura 4. Mapas de ICU: a) época húmeda 2015-2016, b) época seca 2016-2016, c) época húmeda 2016-2017, d) época seca 2017-2017



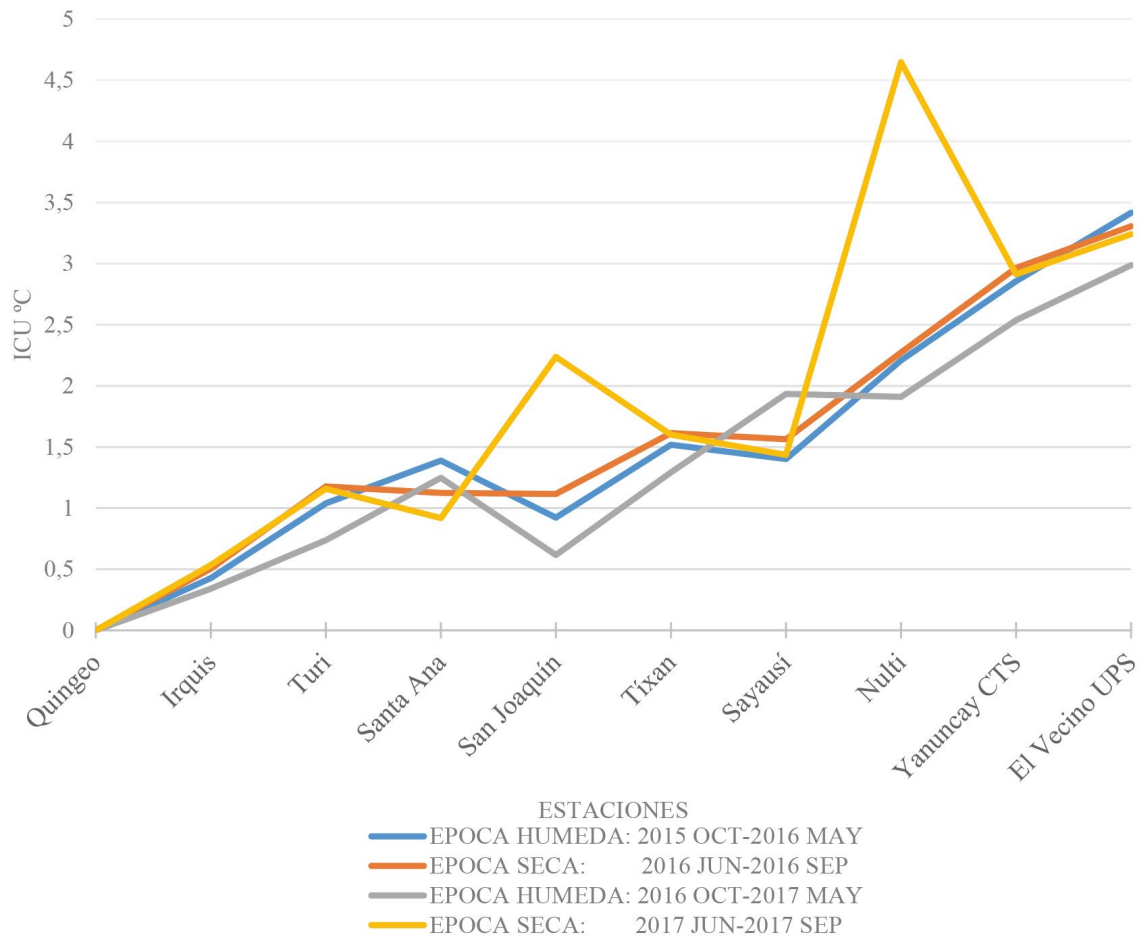
Fuente: Universidad politécnica salesiana, 2017. Elaboración propia

3.2. Tendencia de ICU

La Figura 5 muestra en resumen el incremento de ICU por épocas de estudio que tiene todas las estaciones respecto a la estación de referencia —Quingeo— por ser la más fría y a partir del empleo de la

expresión (4) para el cálculo de ICU. De forma general se observa que existe una tendencia ascendente de incrementos que ordenan la ICU desde lo más rural a lo más urbanizado y que a la vez ordenan desde mayor altitud a menor altitud. Además, en las tres primeras épocas estudiadas (2015 OCT a 2017 MAY), se identifica un comportamiento muy similar. Pero, por otro lado aparece la tendencia de la última época que alcanza una mayor ICU en la estación de San Joaquín alcanzado más de 2 °C, y la estación de Nulti aparece con un valor de 4,5 °C que incluso supera en 1 °C a la estación de El Vecino. A esta último valor de Nulti no lo podemos generalizar para todos los periodos, sin embargo se debe tener presente que Nulti es inferior en 100 m de altitud respecto a El Vecino.

Figura 5. Diferencias de ICU por estaciones y épocas



Fuente: Universidad politécnica salesiana, 2017. Elaboración propia

4. Discusión

Resulta fundamental describir el tipo de isla de calor a través de la interpretación del mapa de isothermas. Para sintetizar el comportamiento de este fenómeno se establecen 3 categorías de ICU de forma similar al estudio de (Martínez, 2014), para ello se mencionan intensidades de isla de calor y que en adición diferencian un rango altitudinal:

a) Isla de calor fuerte

Que responde a la que genera precisamente el centro urbano, es decir las zonas urbanizadas de la ciudad que son en resumen las próximas a estaciones más interiores como: El Vecino UPS, Yanuncay CTS y Nulti. Estas estaciones registran el mayor valor de ICU, con incrementos entre 2 y 3 °C por época estudiada. Estos rangos de valor a la vez comprenden un rango de altitud entre 2.400 y 2.600 m s. n. m.

b) *Isla de calor desplazada*

Este segundo rango se caracteriza por ubicarse en zonas con cierto grado de urbanización pero inferior al de la zona central, además de ser las zonas que limitan al centro urbano como: Turi, Santa Ana, San Joaquín, Tixán y Sayausi, que registran valores de ICU entre 1 y 2 °C. Este rango de estaciones exteriores al centro urbano presentan un mayor valor altitudinal que está entre 2.600 a 2.700 m s. n. m.

c) *Isla de calor débil o inexistente*

En este último caso corresponde a las estaciones más externas como Irquis o Quingeo. El incremento térmico de estas estaciones es mínimo y no supera el 1 °C, o como en el caso de Quingeo no se registra ICU, y es la estación más fría que define la ICU del resto de estaciones estudiadas. Este último grupo presenta altitudes próximas y superiores a los 2.700 m s. n. m., con estaciones que están a más de 16 km del centro urbano.

La isla de calor es un fenómeno que depende de varios factores, aunque en la zona andina la consideración de su variación altitudinal y una estacionalidad definida por el régimen de lluvias delimita y direcciona el estudio. Se debe tener presente que el estudio solo utilizó información de 10 estaciones con información completa para los periodos de 2015 y 2017, además que el registro digital de estos datos solo se obtiene desde el 2015. De esta forma se busca obtener ventaja de esta situación para describir de forma general la isla de calor de Cuenca.

Los resultados en Cuenca para periodos anteriores están en un rango similar. La comparación con el estudio de Guillén-Mena & Orellana (2016) mostró una ICU por temperatura ambiente de 2 °C entre la urbe y la zona periurbana. En la presente investigación una comparación análoga se puede dar en una estación periurbana como Sayausi o San Joaquín respecto a El Vecino UPS, que de igual manera alcanza una diferencia de 2° C. De aquí se puede visualizar que el incremento por ICU no ha sido mayor, pero la expansión de la ciudad puede generar presencia de nuevas islas de calor como el caso de la estación de Nulti, que es la que alcanzo el mayor incremento térmico más reciente, pero a la vez es la estación con menor cota altitudinal 2.412 m s. n. m.

Anteriormente se mencionó la utilidad de la expresión de Oke (1981): ($ICU = Turban - Trural$), para situaciones uniformes en altitud. El cantón Cuenca a pesar de su reducida área en comparación a otras ciudades, puede variar de altitud y formar esquemas que pueden ser analizados con relación a la ICU. El primer caso analiza una condición uniforme como una comparación que podría ser entre la estación de El Vecino UPS (urbe) y la de Sayausi (límite urbano). En esta primera comparación a una similar altitud, el volumen de urbanización favorece a El Vecino y así genera una mayor ICU. Una segunda condición corresponde la comparación entre el centro urbano como la estación de El Vecino (urbana) y la estación de Quingeo (rural) en donde la diferencia térmica se incrementa no solo por la mayor urbanización sino también por una diferencia entre altitudes. En definitiva un análisis de ICU en Cuenca al presentar estaciones exteriores a la ciudad con mayor altitud que la urbe corresponde a una situación no lineal.

En el contexto latino, se considera los resultados de la investigación de Sarricolea (2008) en la ciudad de Rancagua del entorno Andino de Chile, en donde concluye que las temperaturas disminuyen hacia la periferia y en especial hacia el sur y poniente, que en este caso muestra un comportamiento similar a los resultados de Cuenca, donde la localidad de Quingeo que esta al sur es la que muestra la temperatura más baja. Los datos de la investigación de Romero & Opazo (2017) para el periodo estival dentro de la ciudad de Santiago corresponde a una distribución de temperaturas altas a través de franjas transversales Norte-Sur, que se registran en los sectores oriente y poniente, esto es análogo a lo que ocurre en el entorno Andino de Cuenca, a pesar de que esta última está más cercana a la zona tropical.

En un contexto diferente al andino, como de Norte América el estudio de Gu & Li (2017), relaciona la intensidad de la ICU y la precipitación, y evidencia a estas dos variables en una correlación estacional, es decir en la época de verano la precipitación tiene una correlación positiva con la intensidad de la ICU, mientras que en la época de invierno la precipitación tiene una correlación negativa con la intensidad de la ICU. En este caso Cuenca no presenta la estacionalidad de una ciudad de latitud norte, pero si puede identificar que en la época húmeda presenta una menor intensidad de ICU y que en la época seca alcanza una mayor ICU.

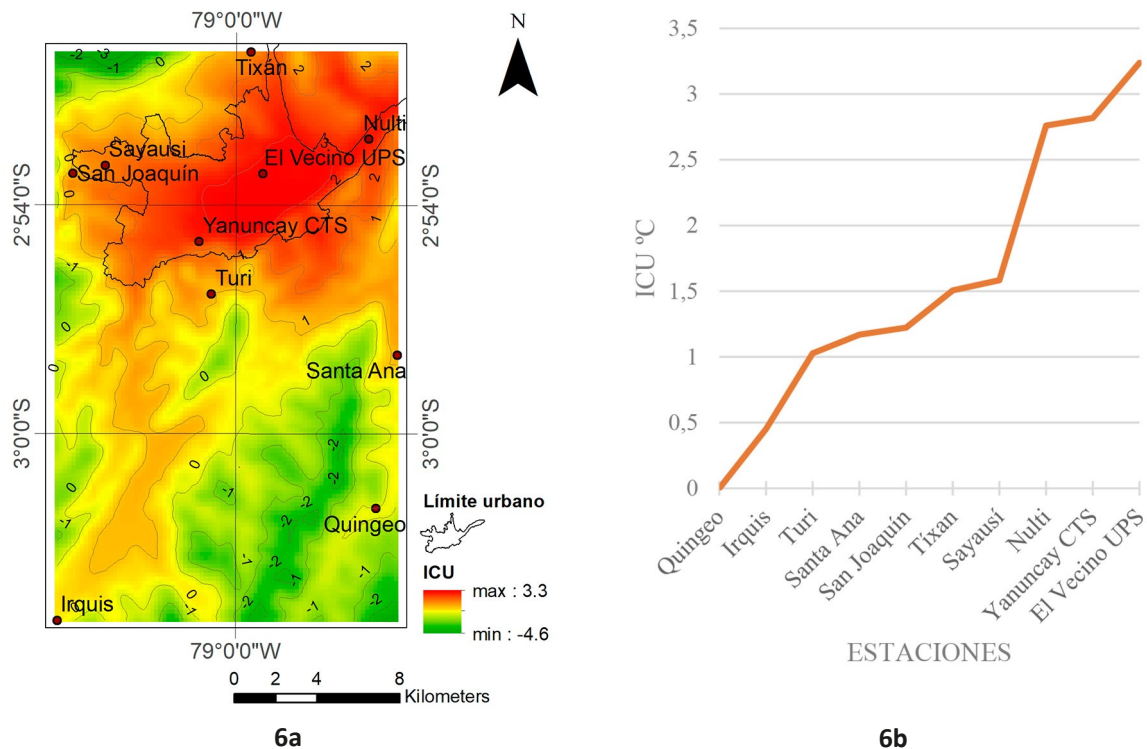
En esta investigación se muestra que cuando se evalúa el incremento térmico no es suficiente para interpretar el clima general, ya que este se ve afectado por otras variables que pueden ser más complejas de estudiar como: el clima regional, la topografía, la impermeabilización de la superficie natural (Ferrelli,

Bustos, & Piccolo, 2016), tomando sobre todo mucha importancia las variables asociadas a modificación por contenido de agua como la precipitación y humedad. En todo caso el análisis de ICU en los Andes implica como punto de partida el conocimiento de la altitud que modifica el clima en general.

5. Conclusiones

Finalmente se presenta la distribución de la isla de calor en la ciudad de Cuenca para el período de los años 2015 y 2017 (Figura 6a), así como los valores de ICU por estaciones respecto a la estación de Quingeo en forma ascendente (Figura 6b).

Figura 6. a) Isoterma promedio época 2015-2017, b) Diferencias promedio de ICU en periodo 2015-2017 por estaciones



Fuente: Universidad politécnica salesiana, 2017. Elaboración propia

La isla de calor se distribuye de la siguiente manera:

- 1) El centro de máxima intensidad se da en la zona urbana consolidada alrededor de la estación de El Vecino, y alcanza una diferencia de 3,24 °C respecto a la estación más fría de Quingeo. El segundo foco de calor inmediato se da con la estación de Yanuncay CTS que alcanza una diferencia térmica de 2,82 °C respecto a Quingeo.
- 2) A partir de este centro urbano de calor la ICU de Cuenca va expandiendo paulatinamente hacia las afueras de la urbe hacia los sentidos este-oeste y norte-sur.
- 3) En el primer sentido la estación de Nulti muestra un foco de calor muy similar a los del centro consolidado que en este caso alcanza una diferencia de 2,76 °C. Hacia el sentido oeste podemos observar que los centros de Sayausi y San Joaquín también presentan su propia ICU, aunque en menor medida y no superan los 2 °C de incremento con respecto de la estación más fría. En el segundo sentido norte-sur, hacia el norte la estación de Tixán, y hacia el sur Turi, Santa Ana e Irquis tiene menor intensidad de ICU.
- 4) Si bien se definieron épocas extremas para una mejor caracterización de la ICU, al estudiar estas se observó que tienen diferencias térmicas que pueden ser importantes ya que superan los 3 °C, además el presente análisis fue realizado en un rango altitudinal que no varía en más de 500 m s. n. m. y muestra la importancia del rango altitudinal.

- 5) A partir del mapa promedio de isla de Calor de Cuenca se concluye que la mayor intensidad de ICU presenta las siguientes características: se distribuye en la zona central urbanizada y con menor altitud, tiene un eje este-oeste, y manifiesta mayor valor en la época seca.

Adicionalmente la zona rural de Cuenca representa una categoría de estudio importante conocida como islas frías o frescas cuyo entendimiento es útil para mejorar la calidad ambiental de la ciudad (Fernández & García, 2013). De forma general el monitoreo de estos eventos climáticos será fundamental para mitigar y prevenir riesgos ambientales (Córdova, 2011). Finalmente, se debe tener presente que la ICU se ha profundizado mayoritariamente en ciudades de costa (Palme *et al.*, 2017), así este trabajo con una vertiente local, trata de ser uno de los primeros en Ecuador que dé prioridad al análisis de ICU en la Sierra.

Referencias

- Bustamante, A. (2017). *Caracterización de la isla de calor urbana por efectos de la morfología en la ciudad andina de Cuenca, Ecuador*. (Tesis de Maestría). Universidad de Cuenca. Recuperado de <http://dspace.ucuencia.edu.ec/handle/123456789/27976>
- Chow, W. T. L., & Roth, M. (2006). Temporal Dynamics of the urban heat island of Singapore. *International Journal of Climatology*, 26, 2243–2260. <https://doi.org/10.1002/joc.1364>
- Córdova, K. (2011). Heat Island Impacts and Urban Heat Islands in the Environment and Human Health. Comparative Seasonal Analysis: Caracas, October 2009, March 2010. *Revista Terra*, 27(42), 95–122. Recuperado de <http://www.redalyc.org:9081/articulo.oa?id=72121706005>
- Dirección general de aviación civil [DGAC]. (2017). Registro histórico de Temperatura ambiente de la estación meteorológica Mariscal Lamar de Cuenca.
- Estoque, R. C., Murayama, Y., & Myint, S. W. (2017). Science of the Total Environment Effects of landscape composition and pattern on land surface temperature: An urban heat island study in the megacities of Southeast Asia. *Science of the Total Environment*, 577, 349–359. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.195>
- Fernández, J., & García, N. (2013). Caracterización De Islas Frescas Urbanas –Ifu– En La Ciudad De Santiago De Cali, Colombia Urban Fresh Islands Characterization in the City of Cali, Colombia. *Entorno Geográfico*, (9), 122–144. Recuperado de <http://entornogeografico.com/index.php/EntornoGeografico/article/view/78>
- Ferrelli, F., Bustos, M. L., & Piccolo, M. C. (2016). Modificaciones en la distribución espacial de la temperatura y la humedad relativa como resultado del crecimiento urbano: el caso de la ciudad de Bahía Blanca, Argentina. *Revista de Climatología*, 16, 51–61. Recuperado de <http://www.climatol.eu/reclim/reclim16d.pdf>
- Fries, A., Rollenbeck, R., Göttlicher, D., Nauss, T., Homeier, J., Peters, T., & Bendix, J. (2009). Thermal structure of a megadiverse andean mountain ecosystem in southern Ecuador and its regionalization. *Erdkunde*, 63(4), 321–335. <https://doi.org/10.3112/erdkunde.2009.04.03>
- Fries, A., Rollenbeck, R., Nauß, T., Peters, T., & Bendix, J. (2012). Near surface air humidity in a megadiverse Andean mountain ecosystem of southern Ecuador and its regionalization. *Agricultural and Forest Meteorology*, 152, 17–30. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2011.08.004>
- Garreaud, R. D., Vuille, M., Compagnucci, R., & Marengo, J. (2009). Present-day South American climate. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 281(3–4), 180–195. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2007.10.032>
- Gu, Y., & Li, D. (2017). A modeling study of the sensitivity of urban heat islands to precipitation at climate scales. *Urban Climate*, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2017.12.001>
- Guillén-Mena, V., & Orellana, D. (2016). Un acercamiento a caracterizar la isla de calor en Cuenca, Ecuador. En *CONAMA2016* (pp. 1–14). Madrid. Recuperado de <http://www.conama2016.org>
- Heaviside, C., Macintyre, H., & Vardoulakis, S. (2017). The Urban Heat Island: Implications for Health in a Changing Environment. *Current Environmental Health Reports*, 15–17. <https://doi.org/10.1007/s40572-017-0150-3>

- Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología [INAMHI]. (2017). Isotermas Medias Anuales de la serie histórica 1981-2010. Recuperado de http://www.serviciometeorologico.gob.ec/gisweb/ISOTERMAS_SERIE_1981_2010/PDF/ISOTERMAS_SERIE_1981_2010.pdf
- Kotharkar, R., Ramesh, A., & Bagade, A. (2018). Urban Heat Island studies in South Asia: A critical review. *Urban Climate*, (December 2017). <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2017.12.006>
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., & Rubel, F. (2006). World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3), 259–263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
- Martínez, J. M. (2014). Estudio de la isla de calor de la ciudad de Alicante. *Investigaciones Geográficas*, 62, 83–99. <https://doi.org/10.14198/INGEO2014.62.06>
- Municipalidad de Cuenca. (2015). Plan de movilidad y espacios públicos. En *Tomo I* (p. 540). Recuperado de <http://www.cuenca.gob.ec/?q=content/plan-de-movilidad>
- Oke, T. R. (1981). Canyon geometry and the nocturnal urban heat island: Comparison of scale model and field observations. *Journal of Climatology*, 1(3), 237–254. <https://doi.org/10.1002/joc.3370010304>
- Oke, T. R. (1987). *Boundary layer climates*. 2ª ed. Recuperado de http://www.academia.edu/16752781/T._R._Oke_-_Boundary_Layer_Climates_1988_.PDF
- Oke, T. R. (1988). Street design and urban canopy layer climate. *Energy and Buildings*, 11(1–3), 103–113. [https://doi.org/10.1016/0378-7788\(88\)90026-6](https://doi.org/10.1016/0378-7788(88)90026-6)
- Palacio, C. A., & Jiménez, J. F. (2012). Climatología Urbana y de Montañas. *Dyna*, 79(175), 61–69. Recuperado de <http://www.redalyc.org/html/496/49624956010/>
- Palme, M., Inostroza, L., Villacreses, G., Lobato-Cordero, A., & Carrasco, C. (2017). From urban climate to energy consumption. Enhancing building performance simulation by including the urban heat island effect. *Energy and Buildings*, 145, 107–120. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.03.069>
- Palme, M., Villacreses, G., Lobato, A., Cordovez, M., Macias, J., & Soriano, G. (2016). Estimating the Urban Heat Island Effect in the City of Guayaquil. En B. Beckers, T. Pico & S. Jimenez (Eds.), *An International Conference on Urban Physics*. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/308255787_Estimating_the_Urban_Heat_Island_Effect_in_the_City_of_Guayaquil
- Priyadarsini, R., Hien, W. N., & Wai David, C. K. (2008). Microclimatic modeling of the urban thermal environment of Singapore to mitigate urban heat island. *Solar Energy*, 82(8), 727–745. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2008.02.008>
- Romero, H., & Opazo, D. (2017). Ondas e islas de calor en los barrios de Santiago: Un fenómeno no registrado por los termómetros oficiales. En *Os Desafios da Geografia Fisica na fronteira do conhecimento* (pp. 2652–2659). <https://doi.org/10.20396/sbfga.v1i2017.2454>
- Rosas-Lusset, A., & García, V. M. (2013). La influencia de la configuración de los cañones urbanos en el confort del peatón. *Revista Electrónica Nova scientia*, 6(1), 228–253. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.21640/ns.v6i1.81>
- Sarricolea, P. (2008). Análisis de la máxima intensidad de la isla de calor urbana nocturna de la ciudad de Rancagua (Chile) y sus factores explicativos. *Revista de Climatología*, 8, 71–84. Recuperado de <http://www.climatol.eu/reclim/reclim08f.pdf>
- Sarricolea, P., & Martín-Vide, J. (2014). El estudio de la Isla de Calor Urbana de Superficie del Área Metropolitana de Santiago de Chile con imágenes Terra-MODIS y Análisis de Componentes Principales. *Revista de Geografía Norte Grande*, 57(Mayo), 123–141. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022014000100009>
- Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo [SENPLADES]. (2017). Sistema Nacional de Información. *Proyecciones y Estudios Demográficos*. Recuperado de <http://sni.gob.ec/proyecciones-y-estudios-demograficos>
- Souris, M. (2016). *savgis*. Recuperado de <http://www.savgis.org/ecuador.htm#DEM>
- Steenefeld, G. J., Koopmans, S., Heusinkveld, B. G., Van Hove, L. W. A., & Holtslag, A. A. M. (2011). Quantifying urban heat island effects and human comfort for cities of variable size and urban morphology in the Netherlands. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 116(20), 1–14. <https://doi.org/10.1029/2011JD015988>

- Universidad Politécnica Salesiana. (2017). Información metereológica del cantón Cuenca. Recuperado de <http://redenti.ups.edu.ec:8086/iner/>
- Urrutia, R., & Vuille, M. (2009). Climate change projections for the tropical Andes using a regional climate model: Temperature and precipitation simulations for the end of the 21st century. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 114(2), 1–15. <https://doi.org/10.1029/2008JD011021>
- Vuille, M., Bradley, R. S., & Keimig, F. (2000). Climate Variability in the Andes of Ecuador and Its Relation to Tropical Pacific and Atlantic Sea Surface Temperature Anomalies. *Journal of Climate*, 13(14), 2520–2535. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2000\)013<2520:CVITAO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2000)013<2520:CVITAO>2.0.CO;2)
- Vuille, M., Bradley, R., Werner, M., & Keimig, F. (2003). 20th Century climate change in the tropical Andes: Observations and model results. *Climatic Change*, 59, 75–99. https://doi.org/10.1007/978-94-015-1252-7_5

Cita bibliográfica: Errejón Gómez, J. C., Vila Subirós, J., Flores Flores, J. L., Reyes Hernández, H. & Muñoz-Robles, C. A. (2018). Conectividad de los ecosistemas entre las reservas de la biosfera “El Cielo” y “Sierra del Abra Tanchipa” en México. *Investigaciones Geográficas*, (70), 181-196. <https://doi.org/10.14198/INGEO2018.70.09>

Conectividad de los ecosistemas entre las reservas de la biosfera “El Cielo” y “Sierra del Abra Tanchipa” en México

Connectivity of ecosystems between the biosphere reserves “El Cielo” and “Sierra del Abra Tanchipa” in Mexico

Julio César Errejón Gómez¹
Josep Vila Subirós²
José Luis Flores Flores³
Humberto Reyes Hernández⁴
Carlos Alfonso Muñoz-Robles⁵

Resumen

Las actividades humanas generan procesos que afectan a la estructura y las funciones ecológicas de los ecosistemas, en consecuencia es relevante valorar el estado de los hábitats para la vida silvestre. Para este trabajo se evaluaron los cambios en la conectividad de las selvas bajas, medianas y bosques templados localizada entre dos reservas de la biosfera para el periodo 1993-2014. Las reservas analizadas fueron “El Cielo” en el sur del estado de Tamaulipas y la “Sierra del Abra-Tanchipa” en el noreste de San Luis Potosí. Con base en el análisis del paisaje y de las necesidades biológicas del jaguar (*Panthera onca*) se generó cartografía para localizar las superficies que facilitan la movilidad de la especie en el área. Se concluyó que existe conectividad entre las áreas naturales protegidas. Sin embargo, la construcción de infraestructuras y el avance de las actividades económicas se convierten en una barrera importante, que amenaza con coactar la movilidad y el intercambio genético del jaguar y otras especies que se desplazan entre las reservas de la biosfera. Es indispensable diseñar y aplicar herramientas de gestión integral del territorio que permitan el manejo apropiado de los ecosistemas en el área.

Palabras Clave: Conectividad; deforestación; áreas naturales protegidas; *Panthera onca*.

Abstract

Human activities give rise to processes which affect the structure and ecological functions of ecosystems. Therefore it is important to assess the wildlife habitat conditions. In this research work, quantitative and cartographic methods were used to evaluate the connectivity between two biosphere reserves. The first one is located in the southern state of Tamaulipas (“El Cielo”) and the second one “Sierra del Abra-Tanchipa” is in northeastern San Luis Potosi. According to the landscape analysis and the biological necessities of the jaguar (*Panthera Onca*), cartography was produced to locate the surfaces which favor the mobility of this species in the area. The research work concluded that there is connectivity between

1 Programas Multidisciplinarios de Posgrado en Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México. julio.errejon@gmail.com

2 Departamento de Geografía, Universitat de Girona, España. josep.vila@udg.edu

3 Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México. joseluis.flores@uaslp.mx

4 Facultad de Ciencias Sociales y Humanidades, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México. hreyes@uaslp.mx

5 Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México. carlos.munoz@uaslp.mx

the protected natural areas; however the construction of infrastructure and the progress of economic activities are becoming a major barrier that threatens to cut off mobility and hinder the genetic exchange of the jaguar and other species that move between the biosphere reserves. It is essential that comprehensive territorial management tools are designed; which will help to manage the ecosystems in the area properly.

Keywords: connectivity; deforestation; protected natural areas; *Panthera onca*

1. Introducción

Las comunidades arbóreas se distribuyen en espacios donde existen una serie de condiciones bióticas y abióticas aptas para el crecimiento y reproducción de las especies vegetales leñosas (Woodward, 1987; Matías, 2012). Estos ecosistemas pueden ser selvas, bosques y vegetación madura en proceso de sucesión secundaria. Particularmente las comunidades arbóreas cumplen con funciones biofísicas importantes, tales como sumideros de carbono, protección y formación de suelos, incidencia sobre los ciclos hidrogeológicos y hábitat de innumerables especies animales y vegetales (Ruiz, García y Sayer, 2007).

A pesar de estos significativos aportes, las actividades humanas históricamente contribuyeron a la disminución, fragmentación y deterioro progresivo de los bosques y selvas en todo el mundo (Aguilar, Martínez y Arriaga, 2000; Cayuela, 2006; Morera, Pintó y Romero, 2007). Una referencia es México, donde se pierden aproximadamente 155.000 ha por deforestación cada año (Comisión Nacional Forestal, 2013). En la medida que esto sucede, se pone en riesgo la funcionalidad ecológica de los espacios arbóreos en el país, así como de las poblaciones de flora y fauna que dependen de estos sistemas ecológicos para resguardarse, alimentarse, transitar y reproducirse (San Vicente, 2014; Villavicencio, Saura, Santiago y Chávez, 2009; Coria, Villavicencio, Muñiz, y Treviño, 2015).

La región Huasteca en México es un ejemplo en la reducción forestal (Reyes-Hernández, Aguilar-Robledo, Aguirre-Rivera, y Trejo-Vázquez, 2006; Peralta-Rivero, Contreras-Servín, Galindo-Mendoza, Caussel, y Algara-Siller, 2014). En los últimos 40 años, las selvas y bosques de las zonas con poca inclinación y lomeríos fueron eliminados a causa de las actividades agropecuarias. En la actualidad los fragmentos arbóreos que aún quedan en la porción noreste de la Sierra Madre Oriental, se encuentran en áreas con pendientes pronunciadas o de difícil acceso para el ser humano.

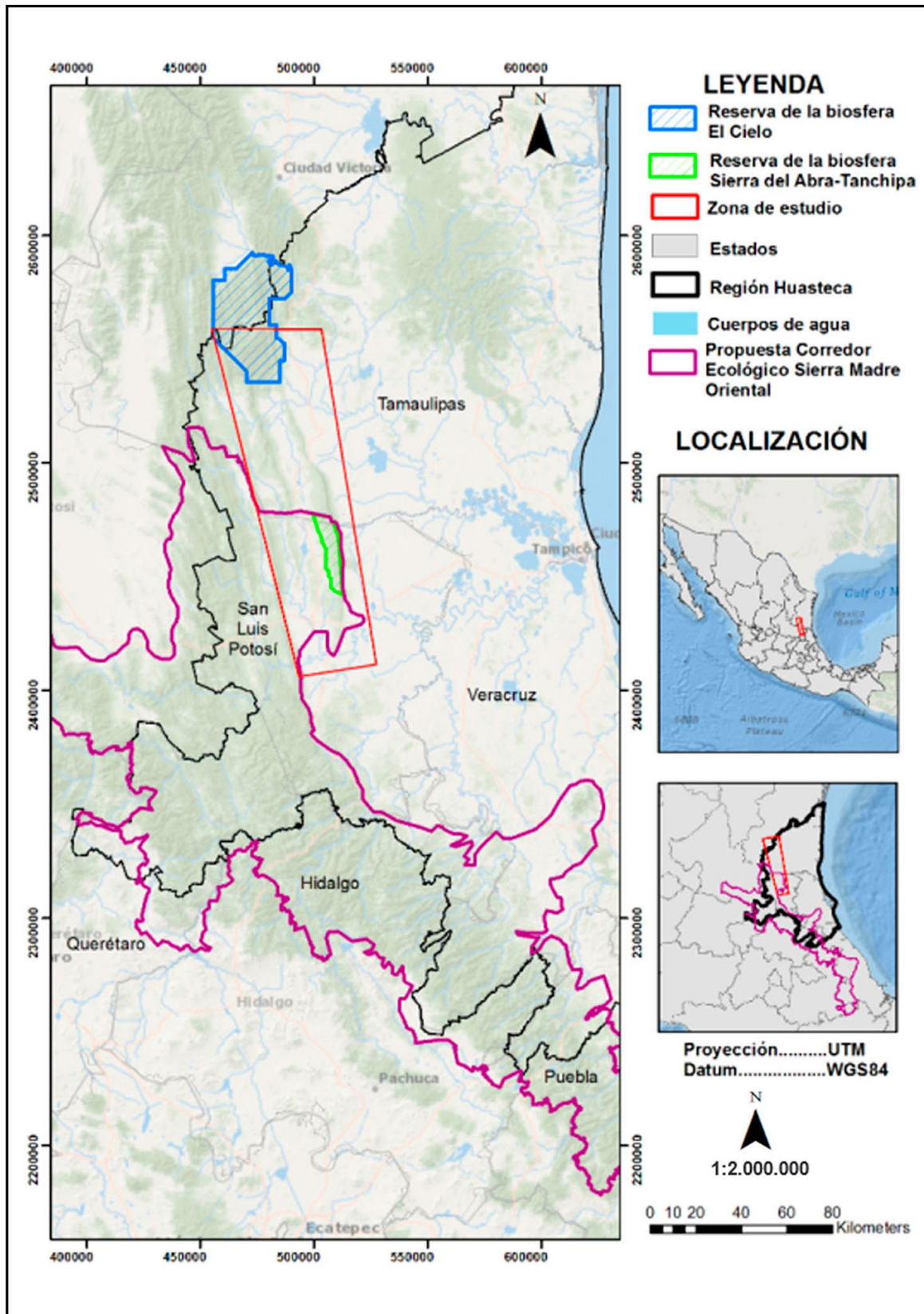
Estos procesos originados por las actividades humanas generaron un paisaje heterogéneo integrado por tres elementos principales: la matriz, los parches y los corredores (Vila, Varga, Llausàs, y Ribas, 2006; Botequilha, Miller, Ahern, y McGarigal 2006; Morera *et al.*, 2007). De estos, el elemento dominante del paisaje de la Sierra Madre Oriental es una matriz, compuesta por áreas deforestadas que generan resistencia en los hábitos de movilidad de algunas especies de fauna silvestre (Beier, Majka, y Spencer, 2008). Asimismo, existe vegetación secundaria, selvas bajas, medianas y bosques que forman parches (espacios nodales) y corredores de menor extensión que permiten el transitar de la fauna, así como favorecer a otros requerimientos biológicos de las especies (Ceballos, Chávez, Zarza, y Manterola, 2005; Shah y McRae, 2008).

Estos tres elementos (matriz, parches y corredores) diversos en tamaño, forma y distribución espacial, se encuentran en constante transformación por las actividades humanas, lo que genera efectos sobre las especies que habitan y se desplazan en los ecosistemas de la porción noreste de la Sierra Madre Oriental. Sin embargo, y pese a su importancia, se tiene un incipiente conocimiento sobre los requerimientos de la fauna silvestre para desplazarse entre los elementos heterogéneos del paisaje, así como de los obstáculos y riesgos a los que se exponen con la construcción de diversas infraestructuras.

Por lo tanto, el objetivo del presente artículo es proveer información que ayude a entender cómo afectan los cambios en la disposición y composición de las actividades humanas en el paisaje, principalmente en los procesos de movilidad de la *Panthera onca* (jaguar) que habita en las selvas y bosques de la porción noreste de la Sierra Madre Oriental.

Para ello se estimaron los cambios en la vegetación derivadas de actividades humanas y se evaluó la conectividad entre espacios nodales de dos reservas de la biosfera vecinas. La primera ubicada en el sur del estado de Tamaulipas ("El Cielo") y la segunda "Sierra del Abra-Tanchipa" en el noreste de San Luis Potosí. La conectividad de los ecosistemas se analizó con información de los requerimientos de los individuos de una especie carnívora silvestre (*Panthera onca*) para desarrollar patrones de desplazamiento a través de los componentes bióticos y abióticos que otorgan mayor o menor resistencia en el área (Beier *et al.*, 2008; Garrido-Garduño y Vázquez-Domínguez, 2013).

Figura 1. Ubicación del área de estudio



Elaboración propia

La zona se localiza en una porción de la región Huasteca en los estados Tamaulipas y San Luis Potosí en México (Figura 1). El área cuenta con una superficie aproximada de 626.677,42 ha. En este espacio se localizan dos áreas naturales protegidas (ANP). Al norte se encuentra la reserva de la biosfera “El Cielo” (RBEC). Esta área tiene 144.530 ha decretadas por el ejecutivo estatal en el año de 1985. La reserva atraviesa el suroeste del estado de Tamaulipas, en los municipios de Gómez Farías, Jaumave, Ocampo y Llera. Setenta kilómetros al sur se halla la reserva de la biosfera «Sierra del Abra-Tanchipa» (RBSAT), decretada por el gobierno federal en 1994. El área tiene una superficie total de 21.464,44 ha ubicadas en los municipios de Ciudad Valles y Tamuín, en el estado de San Luis Potosí. Ambas áreas naturales protegidas se localizan en la porción noreste de la provincia fisiográfica de la Sierra Madre Oriental.

Su basamento lítico consta de un conjunto de estratos plegados de rocas sedimentarias marinas del cretácico inferior y jurásico superior, en las que predominan las calizas, lutitas y areniscas. Las topofor-mas constan de sierras plegadas, declives, lomeríos y valles. El plegamiento de estos estratos favorece que las altitudes en la zona de estudio varíen desde los 5 hasta 2.300 msnm.

La combinación de diversas características del área (altitud, latitud, particularidades orográficas, cercanía con respecto al mar, etc.) propician la existencia de diversos climas. En las zonas bajas el clima dominante es cálido subhúmedo, con estación seca de cinco a seis meses. Estas condiciones climáticas, edáficas y orográficas favorecen el desarrollo de selvas bajas caducifolias y subcaducifolias. En altitudes superiores a los 800 msnm prevalece un clima semicálido húmedo y templado subhúmedo, con tres o cuatro meses de pocas precipitaciones. En estas zonas de altitud intermedia, se desarrollan los bosques mesófilos de montaña, selvas medias subperennifolias y bosques de encino (*Quercus germana*, *Q. xalapensis*, entre otras). Después de los 1.700 m se localizan los bosques de pino (*Pinus pseudostrabus* y *Pinus patula*).

2. Metodología

2.1. Mapas de cubierta vegetal y uso del suelo

Para la presente investigación se realizó una caracterización de la cubierta vegetal y uso del suelo para tres fechas distintas (1993, 2000 y 2014). Como primer paso, se elaboraron árboles de clasificación (AC). Para ello, se verificaron 430 puntos en campo, los cuales se registraron en un Sistema de Posicionamiento Global (GPS). Posteriormente, con las observaciones de cada clase (Tabla 1), se generó un mapa de puntos, el cual sirvió para extraer la información de las diversas capas (tipo de suelo, geología, altitud, pendiente, orientación de ladera y valores de las bandas 1/2/3/4/5/6/7 de imagen Landsat 1993, 2000 y 2014).

Tabla 1. Matriz de error de la clasificación 2014 de CVUS

Clases	Ca	Sd	Agr	Pi	Vsh	Vsa	Vp	Total clasificación
Ca	20	0	0	0	0	0	0	20
Sd	0	43	3	4	0	0	0	50
Agr	0	2	62	1	5	0	0	70
Pi	0	1	4	74	1	0	0	80
Vhs	0	0	5	0	43	2	0	50
Vsa	0	0	0	0	2	92	6	100
Vp	0	0	0	0	0	5	55	60
Total referencia	20	46	74	79	51	99	61	430
Total de aciertos	387							
Precisión de clasificación	90%							

CA= Cuerpos de agua; SD= Suelo desnudo; AGR= Agricultura de temporal y riego; PI= Pastizal inducido; VHS= vegetación secundaria herbácea y arbustiva; VSA= Vegetación secundaria arbórea; VP= Vegetación primaria)

Elaboración propia

Las capas cartográficas de tipo de suelo y geología se obtuvieron del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) escala 1:250.000. La altitud, pendiente y orientación de ladera fueron derivadas del modelo digital de elevación escala 1:50.000, las curvas de nivel tenían una equidistancia de diez metros.

Por su parte, los valores de las firmas espectrales fueron extraídos de imágenes Landsat de los años 1993, 2000 y 2014.

Como resultadose obtuvo una base de datos, la cual fue manejada en el paquete de análisis estadístico (Salford Predictive Modeler 8.0, versión de prueba). Con ellos se construyó el árbol de clasificación. Los AC resultantes fueron utilizados para generar los mapas de la cubierta vegetal y uso del suelo (CVUS) en el Sistema de Información Geográfica (ENVI 5.3).

Después de obtener los mapas de vegetación y uso de suelo, se elaboró la cartografía que ayudó a identificar los espacios que brindan mayor conectividad o resistencia a la movilidad de una especie en particular.

2.2. Modelo de resistencias y conectividad

Para la elaboración de este tipo de cartografía se tiene que tener en cuenta que el transitar de una especie puede presentar un mayor o menor desplazamiento dependiendo del tipo de elementos que brindan heterogeneidad al paisaje, por lo tanto, para identificar aquellos espacios, que facilitan la movilidad de vida silvestre entre las dos áreas naturales protegidas, fue necesario seleccionar aquellas especies de fauna que presentan mayor información documentada sobre su movilidad, hábitos alimenticios y reproductivos (Beier *et al.*, 2008).

El área de estudio presenta 14 especies de aves de tamaño mediano y aproximadamente 29 especies de mamíferos medianos y grandes (Villordo-Galván *et al.*, 2010) entre ellos, cinco taxones de felinos: puma (*Puma concolor*), ocelote (*Leopardus pardalis*), margay (*Leopardus wiedii*), jaguarondi (*Puma yagouaroundi*), y el jaguar (*Panthera onca*) (Hernández-Saintmartín *et al.*, 2015). Sin embargo, se cuenta con muy poca información sobre el comportamiento y movilidad de la mayoría de estas especies.

En este trabajo se seleccionó al jaguar (*Panthera onca*) ya que es la especie que cuenta con mayor información disponible para la región (Villordo-Galván *et al.*, 2010; Ramírez-Bravo y López-González, 2007; Leyequián y Balvanera, 2007; Ávila-Nájera, Rosas-Rosas, Tarango-Arámbula, Martínez-Montoya, y Santoyo-Brito, 2011; Rodríguez-Soto *et al.*, 2011; Hernández-Saintmartín *et al.*, 2013; Hernández-Saintmartín *et al.*, 2015; Dueñas-López *et al.*, 2015). Además, suele ser un indicador sobre el estado de los hábitats.

El jaguar, es una especie que requiere grandes espacios con cobertura vegetal densa y gran cantidad de presas. En la región, el felino habita en áreas cubiertas por selvas bajas y medianas, bosque mesófilo de montaña y bosques de encino (principalmente representados por *Quercus affini*, *Quercus canbyi* y *Quercus crassifolia*) y zonas de vegetación con procesos de sucesión secundaria, por lo tanto, puede ser una especie paraguas para otras nativas, así como para ecosistemas y procesos ecológicos que ocurren ahí (Beier *et al.*, 2008; Ceballos *et al.*, 2005; Villordo-Galván *et al.*, 2010; Rodríguez-Soto *et al.*, 2011; Dueñas-López *et al.*, 2015).

Con la información de investigaciones previas se identificaron los espacios con presencia de jaguar en la zona de estudio (Rodríguez-Soto *et al.*, 2011; Dueñas-López *et al.*, 2015; Villordo-Galván *et al.*, 2010). Se usaron los parámetros de superficies mínimas (4-5,4 jaguares/ en selvas bajas) para determinar áreas potenciales que brindan hábitat óptimo para la especie (Núñez-Pérez, 2011; Hernández-Saintmartín *et al.*, 2015; Dueñas-López *et al.*, 2015). Esta información ayudó a generar cartografía de las zonas con mayor o menor resistencia para la movilidad del jaguar.

Mediante imágenes ráster se hizo una superposición ponderada para cada año analizado. En el proceso de la ponderación se utilizaron las capas de uso de suelo y vegetación (VyU), presencia de cuerpos de agua (PCA), tamaño de los parches de vegetación primaria y secundaria (TP), pendiente (P) y altitud (A). A cada capa de información, se le asignó un peso porcentual específico con respecto al total (VyU= 50%; TP 20%; PCA=20%; P 5% y A 5%).

Lo anterior se realizó siguiendo los resultados de investigaciones previas (Ceballos *et al.*, 2005; Hernández-Saintmartín *et al.*, 2015; Hernández-Saintmartín *et al.*, 2013; Ávila-Nájera *et al.*, 2011; Villordo-Galván *et al.*, 2010; Dueñas-López *et al.*, 2015). Con álgebra de mapas se multiplicaron los valores de celda para cada ráster de entrada por el peso de importancia otorgado a las imágenes y sumaron los valores de celda resultantes para producir un mapa para cada año, donde se observan los espacios con menor o mayor resistencia. Es decir: $\sum(S_n * W_n)$ donde S_n cada es la puntuación para variable n y W_n es el peso para esa variable (Tabla 2).

Tabla 2. Variables utilizadas para la elaboración del modelo

Variable	Peso	Fuente
Vegetación y uso del suelo		
Suelo desnudo	9	
Pastizal	8	Núñez-Pérez, 2011
Agricultura	7	Dueñas-López <i>et al.</i> , 2015
Vegetación secundaria arbustiva	6	Ceballos <i>et al.</i> , 2005
Vegetación secundaria arbórea	4	
Vegetación primaria	1	
Tamaño de los parches de selvas (ha)		
< 100	9	Núñez-Pérez, 2011
101-900	5	Ceballos <i>et al.</i> , 2005
>10.000	1	Valenzuela-Galván, Arita y Macdonald, 2008
Pendiente (%)		
0-5,5	2	
5,5-15,4	3	
15,4-25,9	4	Dueñas-López <i>et al.</i> , 2015
25,9-46,9	7	
>37,7	9	
Altitud (m)		
5-150	2	Briones-Salas, Lavariega y Lira-Torres, 2012
151-2.000	1	Dueñas-López <i>et al.</i> , 2015
2.001-2.500	7	Villordo-Galván <i>et al.</i> , 2010 Rodríguez-Soto <i>et al.</i> , 2011
Distancia a cuerpos de agua (km)		
0-0,6	1	
0,6-2,6	2	Beier <i>et al.</i> , 2007
2,6-4,7	4	Hernández-Saintmartín <i>et al.</i> , 2015
4,7-6,8	6	
6,8-10	9	

Elaboración propia

Debe resaltarse que a las variables de entrada, fueron obtenidas de los resultados obtenidos en otras investigaciones sobre los hábitos y distribución del jaguar. Estos productos fueron analizados para otorgar valores que van del uno al nueve, a donde las variables que presentan mayores resistencias para la movilidad del jaguar se les otorgó un número mayor y a aquellas que presentaban menores resistencias se les confirió un número menor. Con base en ello se obtuvieron mapas que ubican las áreas con resistencia, así como los espacios que tienen mayor conectividad potencial para la especie. Posteriormente, con base en la cartografía obtenida, se generó un mapa de cambios de conectividad y resistencias durante el periodo de análisis (1993-2014).

Para conocer la respuesta de los individuos a las condiciones del área para desarrollar patrones de movilidad, se elaboró cartografía de rutas potenciales de movilidad del jaguar (Beier *et al.*, 2008; Garrido-Garduño y Vázquez-Domínguez, 2013). Para ello se utilizó el software CONEFOR (Saura y Torné, 2009; Saura y Rubio, 2010; Saura y Torné, 2012). En él se introdujo una base con los polígonos de las zonas de interés, para calcular las distancias entre ellas desde su punto centroide.

La información resultante de las resistencias, conectividad y distancias fueron analizadas en el software Circuitscape, versión libre (McRae, Dickson, Keitt & Shah, 2008) el cual aplica algoritmos basados en la teoría de circuitos para predecir los diferentes aspectos de costo-distancia, conectividad y probabilidad de movimiento de las especies. Básicamente, la información de entrada (resistencias, conductancia y distancias) se analizó para generar una serie de gráficos compuestos por un conjunto de redes, bordes y nodos, que determinan las áreas con mayor probabilidad de conductancia (movimiento del jaguar) entre ellos (Shah y McRae, 2008).

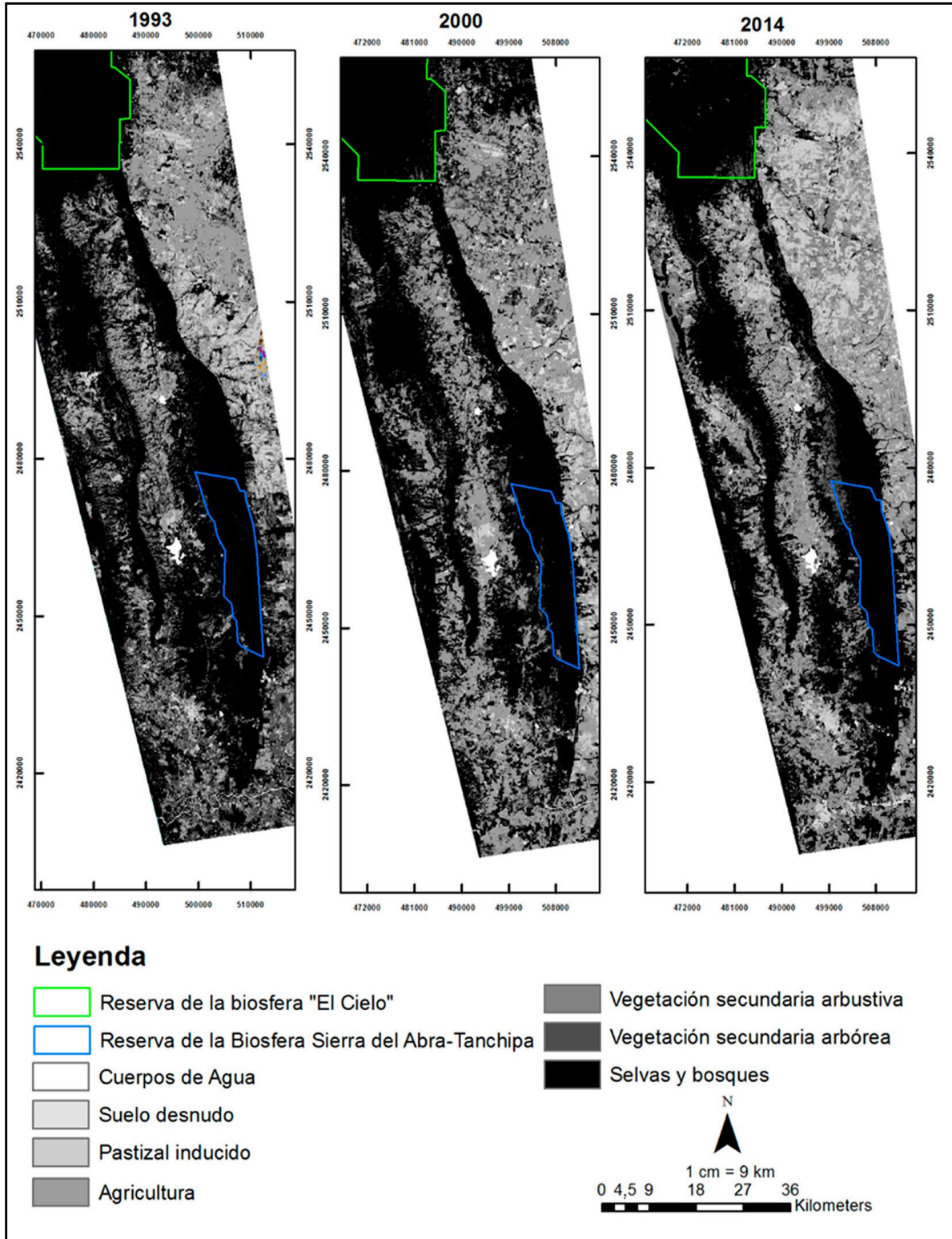
3. Resultados

3.1. Conectividad estructural

El análisis de la vegetación y uso del suelo para tres fechas distintas (Figura 2) indicó que el paisaje de la zona se encuentra dominado por espacios perturbados, resultado de las actividades humanas. Resalta

el incremento de las superficies agrícolas cubiertas por cultivos de caña (*Saccharum spp*) y cítricos (principalmente *Citrus sinensis*, *Citrus aurantifolia*), así como el aumento de los pastizales inducidos para cría de ganado vacuno.

Figura 2. Uso del suelo y vegetación para tres fechas distintas



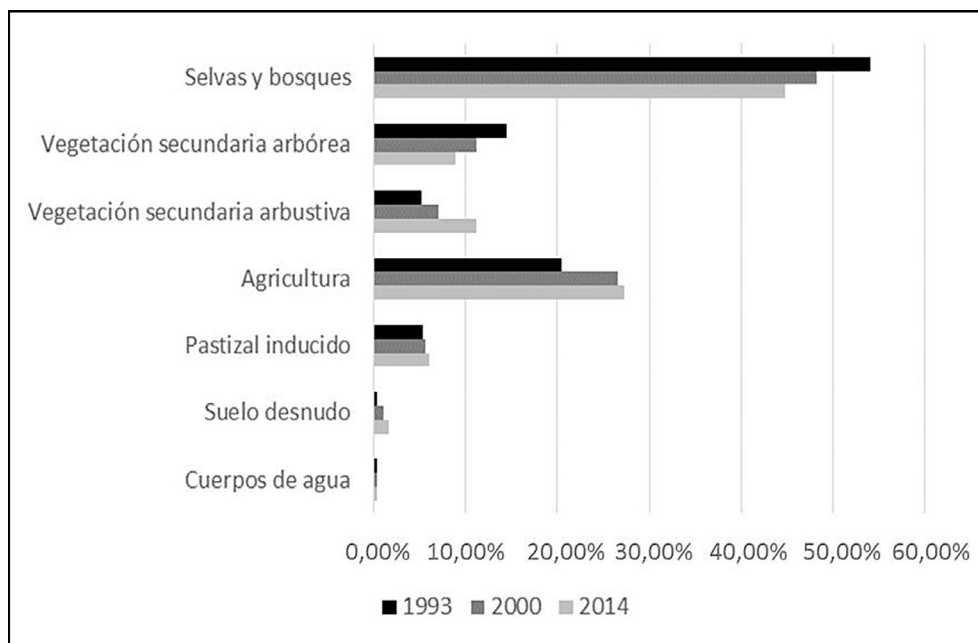
Elaboración propia

Estas actividades se distribuyen principalmente en áreas con poca pendiente y pequeños lomeríos que rodean las zonas serranas. Su presencia es más notable en gran parte del paisaje del este y sur de la región, y se extienden por toda el área central que divide la Sierra del Abra con la Sierra de Tamalave. Este patrón del paisaje continúa hacia el oeste, hasta llegar a las áreas montañosas de la SMO de San Luis Potosí y Tamaulipas (Figura 3).

Históricamente algunos de los espacios que tenían actividades humanas (principalmente agricultura y ganadería) fueron aparentemente abandonados o dejados en reposo, lo que propició procesos de sucesión vegetal secundaria. Para el 2014 existían 169.200 ha con un mosaico de comunidades vegetales del tipo secundario, el cual se encontraba distribuido en 87.734 ha de vegetación herbácea y arbustiva, además de otras 81.468 ha con fisonomía arbórea.

Por otro lado, resalta la actividad minera en el área de estudio. Esta acción se realiza a cielo abierto, para la extracción de materiales calcáreos, empleados por el sector de la construcción. Esta actividad pasó de 131 ha en 1993 a 400 ha en 2014, lo que representa un crecimiento del 77 % en veinte años. Si bien, la minería no tiene una superficie significativa, poco a poco el crecimiento de estas minas representa una gran barrera para la movilidad de las especies debido a su ubicación y extensión (10 a 30 ha en promedio).

Figura 3. Superficie de uso de suelo y vegetación para tres fechas analizadas



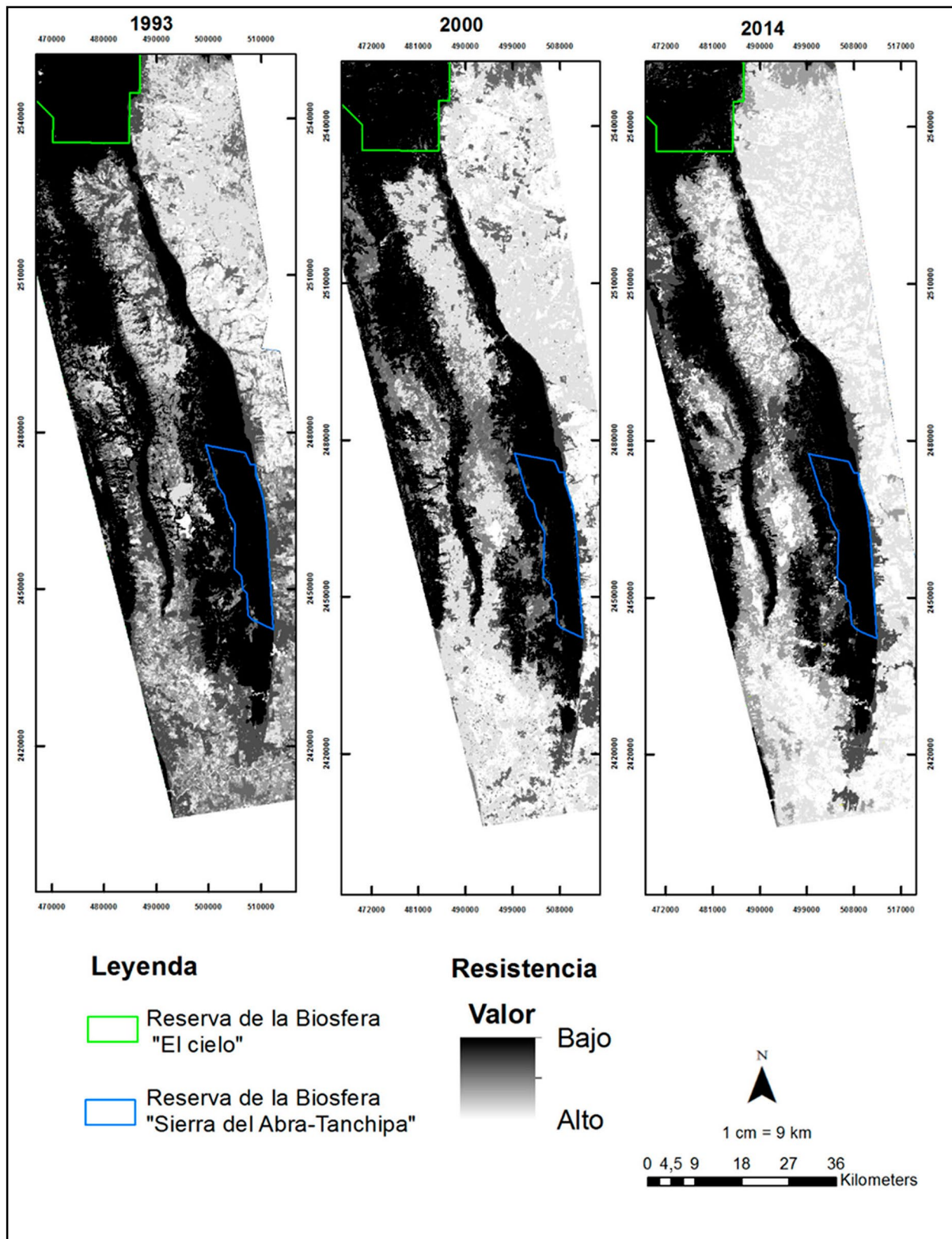
Elaboración propia

Además, las minas del sur de Tamaulipas, situadas en la parte central de la Sierra del Abra-Tanchipa (el área más estrecha de la Sierra) originan un incremento cada vez mayor en las distancias entre los hábitats (barreras norte-sur). Esto reduce la conectividad estructural entre ambas reservas de la biosfera.

Al sur de la reserva de la biosfera Sierra del Abra-Tanchipa, se localiza otra importante zona minera, con superficie mayor a la del norte. Un ejemplo es la mina de CEMEX, ubicada en el sur del municipio de Tamaulipas. Esta explotación alcanza una superficie aproximada de 70 ha y una profundidad superior a los 100 m. Su actividad afecta de manera directa a las selvas bajas cercanas a la reserva y es probable que tenga efectos futuros en la conectividad estructural y funcional de la porción sur.

Otro problema presente es el crecimiento de las zonas urbanas en el área, las cuales pasaron de 4.909 ha en 1993 a 9.728 ha para el 2014. Los principales núcleos urbanos son Ciudad Valles y Ciudad Mante. En ambos casos ya se observa un crecimiento en las zonas bajas de la sierra. En Ciudad Valles se realizó la remoción de áreas con vegetación primaria y secundaria para la construcción de desarrollos habitacionales. Cabe recalcar que existe un proyecto en puerta para la construcción de una autopista que conectará Tula, Ocampo y Ciudad Mante, que afectará a la conectividad entre la Sierra de Tamalave y la RBEC. Asimismo atravesará el corredor central entre las RBSAT y RBEC.

Figura 4. Niveles de conectividad para tres fechas distintas



Elaboración propia

En contraste con lo anterior, aún existen fragmentos de bosques, selvas y vegetación secundaria arbórea en un 47% de la superficie total del área. Es decir, 294.540 ha de estos ecosistemas todavía muestran

cierta continuidad estructural forestal. Es importante destacar que los ecosistemas arbóreos se encuentran confinados a áreas con mayor pendiente en altitudes superiores a los 150 m.

Principalmente se localizan sobre la topoforma de la Sierra del Abra-Tanchipa y se extienden hasta la RBEC en el municipio de Gómez Farías, Tamaulipas. Así mismo, prevalecen ecosistemas forestales en la Sierra de Tamalave. Esta sierra presenta continuidad estructural de selvas y bosques desde su parte sur hasta el norte, donde conectan estructuralmente con la reserva de la Biosfera El Cielo.

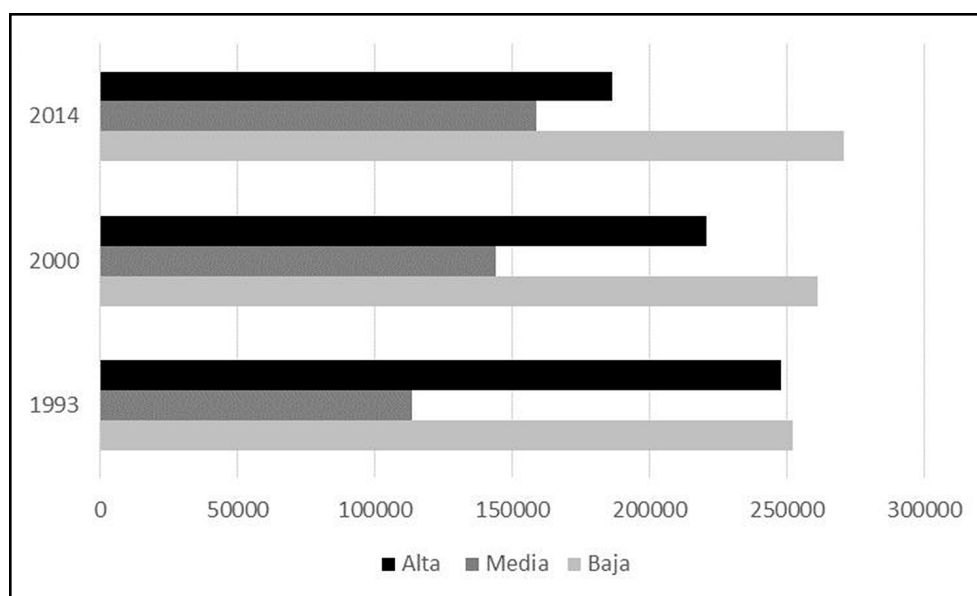
3.2. Conectividad del hábitat del jaguar

En el área de estudio existen comunidades vegetales arbóreas que brindan la posibilidad de satisfacer las necesidades biológicas de la población del jaguar. No obstante, se observan cambios en los niveles de conectividad estructural que podrían dificultar, cada vez más, la movilidad del felino entre los fragmentos con cobertura arbórea en la zona de estudio (Figura 4).

Son varios los elementos de origen humano que incrementan las barreras para la movilidad del jaguar. En primer lugar se encuentra el aumento y disposición estructural de las actividades agrícolas y ganaderas en el paisaje. Se extienden desde los valles y lomeríos hasta las zonas serranas de la región, impidiendo el crecimiento de ecosistemas arbóreos. Estos espacios, carecen de presas para los jaguares y otras variables de hábitat para sostener poblaciones saludables de la especie. Esto obliga a sus individuos a mantenerse y desplazarse en áreas primordialmente serranas, con vegetación primaria y secundaria.

En segundo lugar, destaca el incremento progresivo de las superficies mineras en zonas que son fundamentales para mantener la conectividad funcional entre las ANP. El incremento de las minas puede originar una pérdida total de la conectividad entre las poblaciones de jaguar que habitan en la RBEC y las del sur en la RBSAT (Figura 5).

Figura 5. Cambios en la conectividad para tres fechas distintas (superficie en hectáreas)



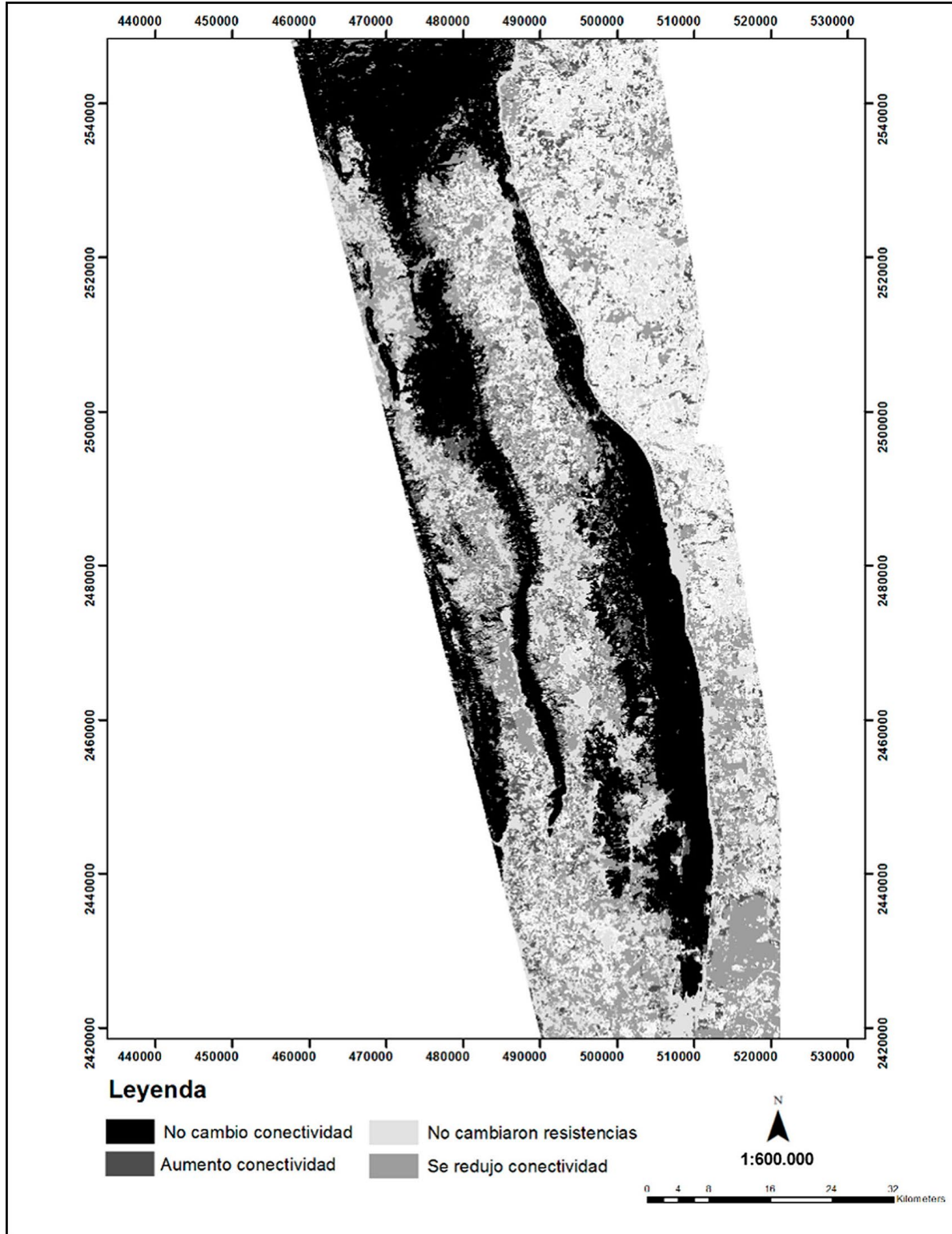
Elaboración propia

En tercer lugar está el crecimiento urbano y la construcción de diversa infraestructura, donde se sustituyen espacios de hábitat del jaguar para la edificación progresiva de áreas urbanas. Igualmente, resalta la construcción de autopistas que originan un incremento en el riesgo de atropellamientos del felino. En el año 2017 existía un proyecto en puerta para la construcción de una autopista con muro de contención central en el área de estudio.

De concretarse ese proyecto impedirá por completo el desplazamiento de individuos de la especie entre las Sierra del Abra-Tanchipa y Cerro Alto con la Reserva de la Biosfera El Cielo. Lo anterior, pone a discusión la funcionalidad de las medidas preventivas, correctoras y compensatorias que tradicionalmen-

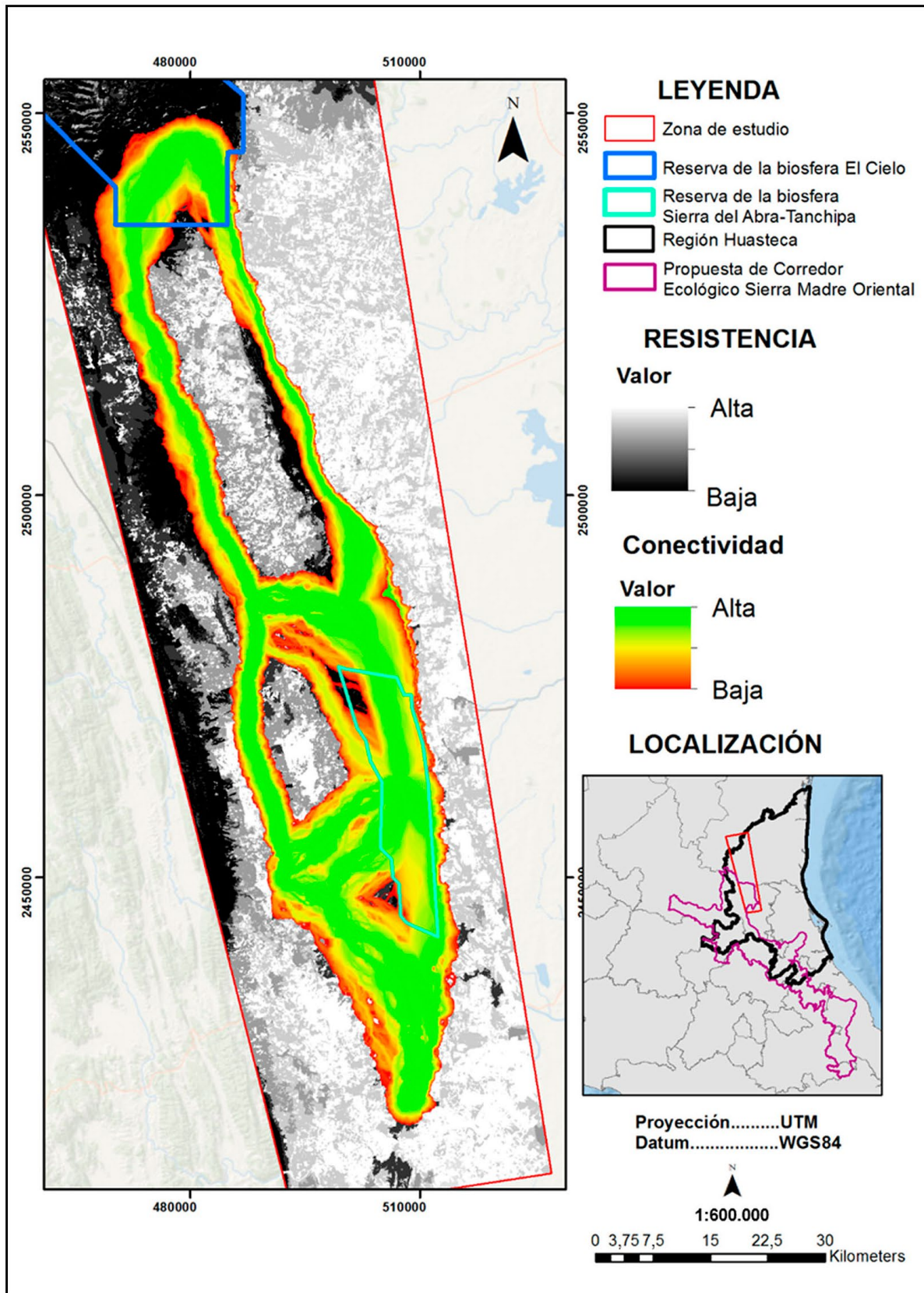
te se enuncian en las Manifestaciones de Impacto Ambiental en México. Igualmente debe evaluarse las deficiencias del marco legal ambiental vigente, con respecto a las afectaciones al hábitat y movilidad de especies silvestres que genera la construcción de infraestructura.

Figura. 6 Cambios en la conectividad para el periodo (1993-2014)



Elaboración propia

Figura 7. Corredores potenciales para el jaguar entre las reservas de la biosfera



Elaboración propia

El mapa de resistencias y conectividad potencial producto de este trabajo documenta la existencia de cerca de 296.500 ha de espacios con altos niveles de interconexión que aún pueden brindar un hábitat adecuado a poblaciones del jaguar, y que además tienen altas probabilidades de facilitar su movilidad entre las ANP (Figura 6).

Igualmente, los resultados obtenidos en el mapa de conectividad permiten inferir probables rutas con potencial para el desplazamiento de los individuos de la especie entre las áreas analizadas. Es destacable que la parte norte de la Sierra del Abra-Tanchipa se configuró como un área que sirve de corredor entre la RBEC y La RBSAT. Asimismo, se observó la existencia de zonas con alta conectividad funcional entre la reserva de la biosfera de El Cielo con la Sierra Tamalave (Figura 7).

4. Discusión

Para este trabajo se encontró que la reserva de la biosfera del Abra-Tanchipa presenta tres corredores principales para la movilidad potencial del jaguar. Fuera de estos espacios que facilitan su tránsito existen altas resistencias derivadas del crecimiento de las actividades humanas.

De cerrar estas "puertas" de entrada y salida para el jaguar y otras especies, es probable que la reserva de la biosfera se convierta en un fragmento arbóreo, donde los individuos de jaguar no puedan inmigrar, emigrar e interactuar con otros individuos de la especie fuera de la reserva. Esto no sólo podría limitar la reproducción del jaguar y reducir su población en el área, también el aislamiento podría ocasionar su extinción local, afectando a la complejidad y la productividad biológica de los hábitats, entre otros factores bióticos (MacArthur y Wilson, 1967; Levins, 1969; Hanski, 1999).

Como muestra, se observan los riesgos latentes con la construcción de infraestructura en la parte norte de los corredores, que pueden fragmentar y sustituir el hábitat y con ello coactar la movilidad del jaguar. Particularmente, resalta el proyecto de construcción de la autopista Tula-Ocampo-Ciudad Mante, la cual generará un incremento en el riesgo de atropellamientos del felino y significará una barrera importante para la movilidad del jaguar entre las áreas naturales protegidas. Si bien, dicho proyecto cuenta con una Manifestación de Impacto Ambiental (MIA), se evidencia que estos instrumentos así como la legislación mexicana carecen de leyes que atenúen, prevengan y mitiguen los impactos de este tipo de infraestructura con relación a la fragmentación de los hábitats y la pérdida de conectividad en los ecosistemas.

Con los resultados obtenidos en la presente investigación, se cuestiona el modelo tradicional de "reservas-isla", ya que gran parte de las delimitaciones de las ANPs en México y otras partes del mundo obedecen a intereses económicos y políticos, restando importancia a la funcionalidad de los ecosistemas u otras variables biológicas. Lo anterior es muy visible en los límites establecidos en los decretos de las RBEC y la RBSAT, donde las fronteras y superficies de las ANP fueron establecidas siguiendo límites administrativos, principalmente estatales y municipales, así como intereses mineros, agrícolas y ganaderos.

Esto tiene concordancia con lo postulado por Hernández-SaintMartín, *et al.* (2015), los cuales mencionan que por sí sola, la superficie que abarca la reserva de la biosfera Sierra del Abra-Tanchipa, no puede mantener una funcionalidad óptima como hábitat del jaguar. Vale la pena obviar que la flora y fauna no conocen las fronteras establecidas para las reservas y mucho menos los acuerdos y convenios entre gobiernos y particulares. Sus necesidades biológicas obligan a un gran número de especies a moverse en las superficies arbóreas dentro y fuera de las reservas.

Lo anteriores de relevancia cuando se analizan los hábitos de desplazamiento del jaguar, pues la especie depende de grandes superficies para satisfacer sus requerimientos biológicos. Esto es evidente en los resultados de la presente investigación y en el trabajo de Dueñas-López, *et al.*, (2015) donde se observa que los individuos se desplazan en espacios forestales con y sin decreto de protección en la región.

Es fundamental mantener los corredores arbóreos que permiten la interconexión y la movilidad del jaguar y otras especies entre las ANP analizadas. Por lo tanto, es necesario fomentar la creación de nuevas políticas públicas enfocadas al fortalecimiento de la gestión integral del territorio, así como un marco legal que favorezcan la conservación y conectividad entre los ecosistemas hábitat del jaguar y otras especies de fauna.

Si bien la presente investigación es regional y enfocada a una sola especie, esto no debe ser limitativo para ser aplicado en otras partes del planeta, puesto que la fragmentación de los ecosistemas y la pérdida de la conectividad biológica es una constante en diferentes partes del planeta (Haddad *et al.*, 2015) con

procesos de deterioro del hábitat, reducción de la movilidad de la especie y extinciones locales (Van der Ree, Jaeger, Van der Grift, y Clevenger, 2011) que ponen en riesgo la biodiversidad existente (Fagan, 2002). Por ello, es esencial posicionar en la agenda pública las estrategias de conservación y gestión integral del territorio, donde se visibilice la importancia de los ecosistemas y se priorice su implementación.

En la región de estudio, poco a poco se materializa la propuesta para instaurar un “Corredor Ecológico en la Sierra Madre Oriental” (CESMO). Sin embargo la parte norte de la Sierra del Abra-Tanchipa, Sierra Talamave y la Reserva de la Biosfera El Cielo se encuentran fuera de dicha propuesta, esto pese a la alta conectividad ecosistémica que presentan estas dos áreas naturales protegidas. Además de su importancia como espacios nodales que interconectan los ecosistemas de la SMO en su porción noreste.

Esto abre la puerta para discutir la manera en que se delimitó el corredor ecológico de la Sierra Madre Oriental, cuyos límites fueron definidos siguiendo intereses políticos y económicos sobre aspectos paisajísticos y de funcionalidad ecológica. Es decir, aún en nuestros días persiste una visión antropocéntrica sobre lo qué se debe proteger y por qué se debe proteger.

Para cumplir con la conservación efectiva de la biodiversidad del país, se propone que el concepto de “corredor biológico o ecológico” se contemple en Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, ya que hasta la fecha dicho concepto es inexistente en la legislación mexicana. Además, se plantea que las propuestas de corredor biológico sean diseñadas bajo esquemas que prioricen los procesos biológicos.

5. Conclusiones

Existen grandes áreas forestales que presentan alta conectividad entre la reserva de la biosfera El Cielo en Tamaulipas y la reserva de la biosfera Sierra del Abra-Tanchipa en San Luis Potosí. Igualmente, se localizaron diversas rutas con alto potencial para el desplazamiento del jaguar entre ANP y otros espacios sin decreto de protección como es la Sierra de Talamave.

Resalta que la Sierra del Abra-Tanchipa se encuentra altamente conectada en su parte norte con la reserva de la biosfera El Cielo y en el centro se encuentran dos corredores que conectan con la Sierra Talamave. Fuera de estos tres corredores se desarrollan actividades antrópicas que restringen la movilidad del jaguar y otras especies de fauna. Es decir, estos corredores son los espacios principales que permiten el transitar de la especie.

Uno de los grandes problemas que afecta a la conectividad de este corredor biológico es el avance de las actividades humanas. Los espacios destinados a las áreas urbanas, minería, agricultura y ganadería están avanzando considerablemente en detrimento del hábitat del jaguar. Por su parte, destaca la construcción de una autopista al norte de los corredores que puede convertirse en una verdadera barrera para el tránsito de las especies con movilidad terrestre entre las dos áreas naturales protegidas.

Igualmente, se cuestionaron las delimitaciones de las ANP estudiadas, ya que obedecieron a intereses económicos y políticos, restando importancia a la funcionalidad de los ecosistemas u otras variables biológicas. Por lo tanto, es fundamental, diseñar herramientas legales y políticas de gestión integral del territorio que permitan la conservación y apropiado manejo de los ecosistemas en el área de estudio.

Referencias

- Aguilar, C., Martínez, E., y Arriaga, L. (2000). Deforestación y fragmentación de ecosistemas: Qué tan grave es el problema en México. *Biodiversitas*, 30(1), 7-11. <http://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/7076.pdf>
- Ávila-Nájera, D., Rosas-Rosas, O., Tarango-Arámbula, L., Martínez-Montoya, J. y Santoyo-Brito, E. (2011). Conocimiento, uso y valor cultural de seis presas del jaguar (*Panthera onca*) y su relación con éste, en San Nicolás de los Montes, San Luis Potosí, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(3), 1020-1028. <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.3>
- Beier, P., Majka, D. & Spencer, W. (2008). Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology*, 22(4), 836-851. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1523-1739.2008.00942.x>

- Botequilha, A., Miller, J., Ahern, J. & McGarigal, K. (2006). *Measuring landscapes: A planner's handbook*. Island press. USA.
- Briones-Salas, M., Lavariega, M. y Lira-Torres, I. (2012). Distribución actual y potencial del jaguar (*Panthera onca*) en Oaxaca, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(1), 246-257. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-34532012000100027&lng=es&tlng=es.
- Cayuela, L. (2006). Deforestación y fragmentación de bosques tropicales montanos en los Altos de Chiapas, México. Efectos sobre la diversidad de árboles. *Revista Ecosistemas*, 15(3).
- Ceballos, G., Chávez, C., Zarza, H. y Manterola, C. (2005). Ecología y conservación del jaguar en la región de Calakmul. *Biodiversitas*, (62), 1-7.
- Comisión Nacional Forestal. (2013). *El 82 por ciento de la deforestación en México es por cambio de uso del suelo*. Comisión Nacional Forestal. México. <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/7/4724El%2082%20por%20ciento%20de%20la%20deforestaci%C3%B3n%20en%20M%C3%A9xico%20es%20por%20cambio%20de%20uso%20del%20suelo.pdf>
- Coria, R., Villavicencio R., Muñoz, M. y Treviño, E. (2015). Conectividad del hábitat forestal del ocelote (*Leopardus pardalis*) en la sierra de Quila y zonas adyacentes, Estado de Jalisco, México. *Selper*, (21). México. <http://www.selper.org.mx/images/Memorias2015/assets/et016.pdf>
- Dueñas-López, G., Rosas, O., Chapa-Vargas, L., Bender, L., Tarango-Arámbula, L., Martínez-Montoya, J. y Alcántara-Carbajal, L. (2015). Connectivity among jaguar populations in the Sierra Madre Oriental, México. *Therya*, 6(2), 449-468. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=402339248013>
- Fagan, F. (2002). Connectivity, fragmentation, and extinction risk in dendritic metapopulations. *Ecology*, 83(12), 3243-3249. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[3243:CFAERI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[3243:CFAERI]2.0.CO;2)
- Garrido-Garduño, T. y Vázquez-Domínguez, E. (2013). Métodos de análisis genéticos, espaciales y de conectividad en genética del paisaje. *Revista mexicana de biodiversidad*, 84(3), 1031-1054.
- Haddad, M., Brudvig, A., Clobert, J., Davies, F., Gonzalez, A., Holt, & Cook, W. M. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation Ecology*. USA: Oxford University Press
- Hernández-Saintmartín, A., Rosas-Rosas, O., Palacio-Núñez, J., Tarango-Arámbula, A., Clemente-Sánchez, F. & Hoogesteijn, A. (2013). Activity patterns of jaguar, puma and their potential prey in San Luis Potosí, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 29(3).
- Hernández-SaintMartín, A., Rosas-Rosas, O., Palacio-Núñez, J., Tarango-Arambula, L., Clemente-Sánchez, F. and Hoogesteijn, A. (2015). Food Habits of Jaguar and Puma in a Protected Area and Adjacent Fragmented Landscape of Northeastern Mexico. *Natural Areas Journal*, 35(2), 308-317. <https://doi.org/10.3375/043.035.0213>
- Levins, R. (1969). Some genetic and demographic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America*, (15), 237-240. <https://doi.org/10.1093/besa/15.3.237>
- Leyequién, L. y Balvanera, M. (2007). El jaguar en el este de la Huasteca potosina. En G. Ceballos, C. Chávez, R. List y H. Zarza (eds.). *Conservación y manejo del jaguar en México Estudio de caso y perspectivas* (pp. 51-58). CONABIO/WWF/Telcel/UNAM, México, DF.
- MacArthur, R. & Wilson, E. (1967). *Theory of Island Biogeography*. USA: Princeton University Press..
- Matías, L. (2012). Cambios en los límites de distribución de especies arbóreas como consecuencia de las variaciones climáticas. *Revista Ecosistemas*, 21(3), 91-96. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2012.21-3.12>
- McRae, H., Dickson, G., Keitt, H. & Shah, B. (2008). Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology*, 89(10), 2712-2724. <https://doi.org/10.1890/07-1861.1>
- Morera, C., Pintó J. y Romero, M. (2007). Paisaje, procesos de fragmentación y redes ecológicas: aproximación conceptual. En O. Chassot y C. Morera (eds.) *Corredores Biológicos: Acercamiento conceptual y experiencia en América* (pp. 11-32). Costa Rica: Imprenta Nacional.
- Núñez-Pérez, R. (2011). Estimating jaguar population density using camera-traps: a comparison with radio-telemetry estimates. *Journal of Zoology*, 285(1), 39-45.

- Peralta-Rivero, C., Contreras-Servín, C., Galindo-Mendoza, M., Causse, M. & Algara-Siller, M. (2014). Analysis of land use and land cover changes and evaluation of natural generation and potential restoration areas in the Mexican Huasteca region. *Open Journal of Forestry*, 4(2), 124. <https://doi.org/10.4236/ojf.2014.42018>
- Ramírez-Bravo, E. y López-González, C. (2007). Determinación de áreas críticas para la supervivencia del jaguar en la Sierra Madre Oriental. En G. Ceballos, C. Chávez, R. List y H. Zarza (eds.), *Conservación y Manejo del Jaguar en México: estudios de caso y perspectivas* (pp. 41-50). México: Conabio-Alianza WWF/Telcel-Universidad Nacional Autónoma de México.
- Reyes-Hernández, H., Aguilar-Robledo, M., Aguirre-Rivera, R. y Trejo-Vázquez, I. (2006). Cambios en la cubierta vegetal y uso del suelo en el área del proyecto Pujal-Coy, San Luis Potosí, México, 1973-2000. *Investigaciones geográficas*, (59), 26-42.
- Rodríguez-Soto, C., Monroy-Vilchis, O., Maiorano, L., Boitani, L., Faller, C., Briones, A. & Falcucci, A. (2011). Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: identification of priority areas for conservation. *Diversity and Distributions*, 17(2), 350-361. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00740.x>
- Ruiz, M., García, C y Sayer J.A. (2007). Los servicios ambientales de los bosques. *Revista Ecosistemas*, (16), 81-90.
- San Vicente, M. (2014). Categorización de corredores ecológicos en función de su contribución a la conectividad de la red Natura 2000. Implicaciones para la ordenación del territorio. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, (14), 68-84.
- 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(3), 523-537. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x>
- Saura, S. & Torné, J. (2009). Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental modelling & software*, 24(1), 135-139. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.05.005>
- Saura, S. & Torné, C. (2012). *2.6 user manual—Quantifying the importance of habitat patches and links for maintaining or enhancing landscape connectivity through spatial graphs and habitat availability (reachability) metrics*. Madrid: Universidad Politécnica de Madrid. http://www.conefor.org/files/usuarios/Manual_Conefor_26.pdf
- Shah, B. & McRae, B. (2008). Circuitscape: a tool for landscape ecology. In *Proceedings of the 7th Python in Science Conference*, (7), 62-66.
- Van der Ree, R., Jaeger, J. A., Van der Grift, E. A. & Clevenger, A. P. (2011). Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: road ecology is moving toward larger scales. *Ecology and society*, 16(1). <https://doi.org/10.5751/ES-03982-160148>
- Valenzuela-Galván, D., Arita, T., & Macdonald, W. (2008). Conservation priorities for carnivores considering protected natural areas and human population density. *Biodiversity and Conservation*, 17(3), 539-558. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9269-0>
- Vila, J., Varga, D., Llausàs, A. y Ribas, A. (2006). Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, (48), 151-166.
- Villavicencio, R., Saura, S., Santiago, A. y Chávez, A. (2009). La conectividad forestal de las áreas protegidas del estado de Jalisco con otros ambientes naturales. *Scientia-CUCBA*, (11), 43-50.
- Villordo-Galván, J., Rosas-Rosas, O., Clemente-Sánchez, F., Martínez-Montoya, J., Tarango-Arámbula, L. & Mendoza-Martínez. (2010). The jaguar (*Panthera onca*) in San Luis Potosí, México. *The Southwestern Naturalist*, (55), 394-402. <https://doi.org/10.1894/CLG-30.1>
- Woodward, F. (1987). *Climate and plant distribution*. USA: Cambridge University Press.

Cita bibliográfica: Otero Martín, M. & Barcia Sardiñas, S. (2018). Manifestaciones de la sequía meteorológica en la provincia de Villa Clara (Cuba) en el período 2000-2017. *Investigaciones Geográficas*, (70), 197-217. <https://doi.org/10.14198/INGEO2018.70.10>

Manifestaciones de la sequía meteorológica en la provincia de Villa Clara (Cuba) en el período 2000-2017

Manifestations of the meteorological drought in Villa Clara province (Cuba) in the period 2000-2017

Meylin Otero Martín¹
Sinai Barcia Sardiñas²

Resumen

El presente trabajo tiene como objetivo evaluar el comportamiento de la sequía meteorológica en Villa Clara, Cuba, en el período 2000-2017. Asimismo, se analizó el estado de la sequía meteorológica por períodos estacionales, seco (noviembre-abril) y lluvioso (mayo-octubre). Se caracterizó además la evolución del proceso de sequía 2014-2017 y por último se analizó la tendencia de la precipitación 1950-2017 y los procesos sinópticos asociados a las mismas. Para ello se utilizó el Índice de Precipitación Estandarizado (SPI) y el Test de Man-Kendall a las series mensuales y estacionales de precipitación. Como principales resultados se concluyó que en la provincia se han presentado 11 períodos estacionales con sequía, 4 correspondientes al período lluvioso y 7 al poco lluvioso. Además, el período estacional lluvioso más seco en la provincia se registró en mayo-octubre de 2004, mientras que el período estacional poco lluvioso más seco fue entre noviembre de 2004 y abril de 2005. La tendencia de la precipitación muestra que las mayores disminuciones se concentran en el bimestre mayo-junio, el más lluvioso del año, asociado al aumento de la influencia de las altas presiones.

Palabras clave: sequía meteorológica; índice de precipitación estandarizada; tendencia; Villa Clara; Cuba.

Abstract

The meteorological drought is an extreme phenomenon that is part of the natural climate variability. In this century, studies have shown that the drought processes in our country have become more frequent, intense and extensive, both temporally and spatially and their impact on populations and economies is important. The general objective of this paper is to evaluate the state of the meteorological drought in Villa Clara in the period 2000-2017. The state of the meteorological drought was also evaluated according to seasonal periods, dry (November-April) and rainy (May-October). The evolution of the current drought process 2014-2017 was characterized as well. Lastly, the precipitation trend between 1950 and 2017 and the synoptic processes associated with them were analyzed. To this end, the Standardized Precipitation Index (SPI) and the Man-Kendall Test were used for the monthly and seasonal precipitation series. The main results obtained showed that in the province there were 11 seasonal periods with drought, 4 in the rainy period and 7 in the drier season. Additionally, the driest rainy season in the province was recorded in May-October of 2004, while the driest dry season was between November of 2004 and April of 2005. The rainfall trend shows that the greatest decreases are concentrated in the bimester May-June; the rainiest season of the year is associated with the increase in the influence of high pressure.

Keywords: meteorological drought; standardized precipitation index; trend; Villa Clara; Cuba.

1 Centro Meteorológico Provincial de Villa Clara, Instituto de Meteorología, Cuba. meylinotero@gmail.com

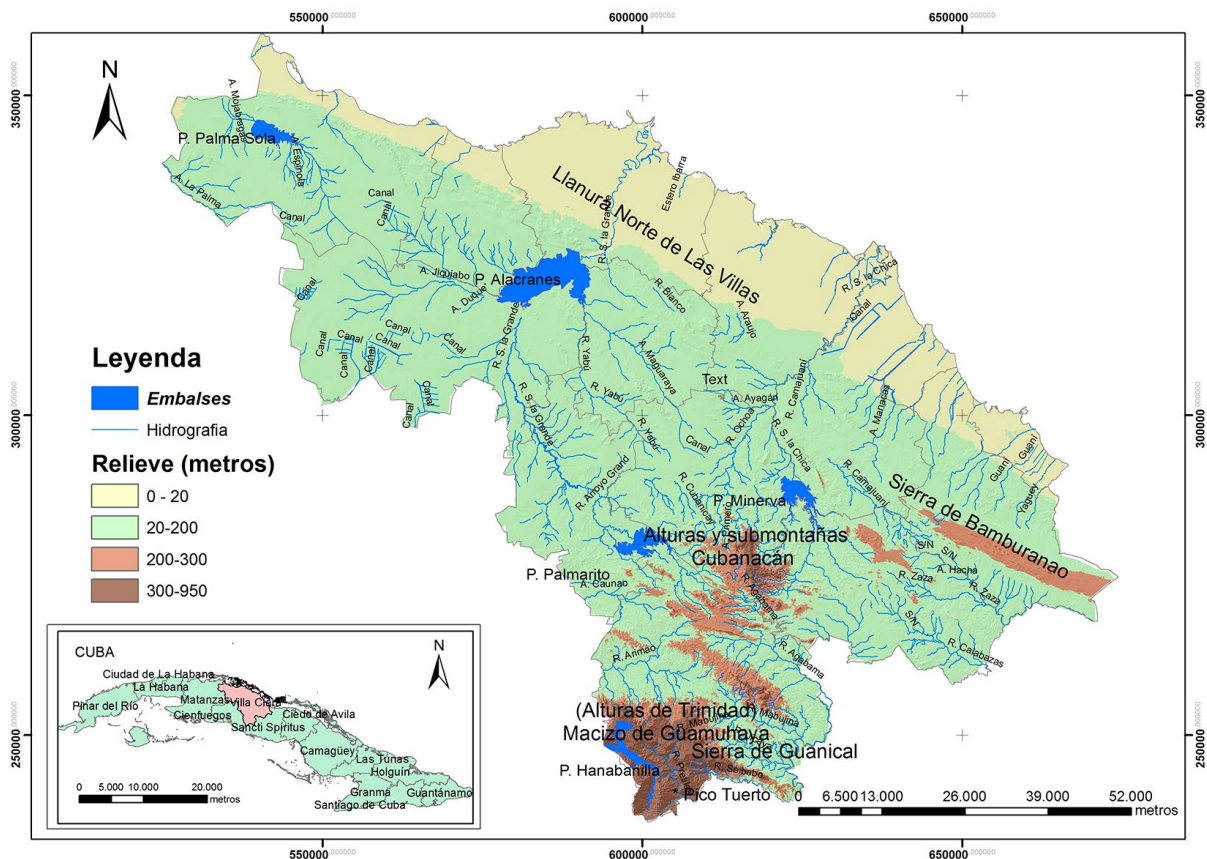
2 Centro Meteorológico Provincial de Cienfuegos, Instituto de Meteorología, Cuba. sinai@cfg.insmet.cu

1. Introducción

Villa Clara, ubicada en el centro-norte del archipiélago cubano, posee una extensión territorial de 8.662,4 km², incluidos 719,2 km² de cayos adyacentes que forman parte del Archipiélago Sabana-Camagüey o Jardines del Rey. Limita al norte con el Océano Atlántico y por el sur con las provincias de Cienfuegos y Sancti Spiritus. Por el este delimita con la provincia de Sancti Spíritus y por el oeste con la provincia de Matanzas (Figura 1). Las costas, que poseen una configuración irregular y se caracterizan por ser bajas y pantanosas, alcanzan una longitud de 191 km por el norte, siendo esta la única frontera marítima, destacándose los cayos Santa María, Ensenachos, Las Brujas, Fragoso y Esquivel, entre otros. Las mayores alturas se ubican en las Alturas de Trinidad, pertenecientes al macizo de Guamuhaya, constituyendo la mayor elevación de la provincia el Pico Tuerto con 923 m de altitud. También sobresale la Sierra Guaniquical, con 869 m (Otero, 2012).

El tipo de clima predominante en este territorio, atendiendo a la clasificación de Köppen modificada, es tropical con verano relativamente húmedo, en contraste con la zona montañosa donde habitualmente es templado cálido con lluvias todo el año (Barcia *et al.*, 2011).

Figura 1. Ubicación geográfica y zonas físico-geográficas del área de estudio. Villa Clara, Cuba



Elaboración propia

En los últimos años los desastres de origen natural se han incrementado en toda la geografía mundial. Entre los más frecuentes se encuentra la sequía, que afecta principalmente al continente africano y Las Américas, según datos de la Organización Meteorológica Mundial [OMM] (2016).

La sequía es un fenómeno extremo dentro de la variabilidad natural del clima, al igual que lo son las lluvias intensas, los ciclones tropicales, las olas de calor o frío. Pero a diferencia de estos, la sequía es un fenómeno de desarrollo gradual que permanece por un tiempo sobre un área determinada, por lo que resulta difícil determinar cuándo comienza y cuándo termina.

Este fenómeno extremo, si bien constituye una afectación climática que la sociedad ha enfrentado históricamente, ha visto acrecentada su influencia en los últimos decenios. Esto ha dado lugar a que se le considere como uno de los fenómenos naturales causante de los mayores desastres en el mundo.

Relacionado con los términos utilizados el texto de la Convención de Lucha contra la Desertificación, elaborado por Naciones Unidas y ratificado en 1996, en su Parte I referida a la introducción expresa: “por “sequía” se entiende el fenómeno que se produce naturalmente cuando las lluvias han sido considerablemente inferiores a los niveles normales registrados, causando un agudo desequilibrio hídrico que perjudica los sistemas de producción de recursos de tierras”. (DPCSD/CCD/ 95/2, Artículo 1)

Wilhite y Glantz (1985), tratando de armonizar todo el amplio espectro de enfoques, establecen cuatro tipos principales de sequías: meteorológica, agrícola, hidrológica y social o económica.

Cabe destacar, que los resultados del presente trabajo se refieren al análisis de la sequía meteorológica en el territorio de la provincia de Villa Clara (Cuba).

Se entiende por sequía meteorológica cuando la precipitación es muy inferior a lo esperado en una amplia zona y para un largo período (Wilhite y Glantz, 1985). Según el Vocabulario Meteorológico Internacional (OMM) la sequía, en su acepción más común, se define como: “Un período de condiciones meteorológicas anormalmente secas, suficientemente prolongado como para que la falta de precipitaciones cause un grave desequilibrio hidrológico” (1992, p. 98).

En los últimos años se ha demostrado que el déficit de agua provocado por la sequía es cada vez más recurrente y persistente, y afecta severamente a las regiones en las que esta se presenta. Las consecuencias económicas, sociales y ecológicas son más graves en la medida en que se está menos preparado para afrontarlas. Por ello, la mejor estrategia es la prevención, que disminuye la vulnerabilidad (Velasco, Ochoa, y Gutiérrez, 2005).

En Cuba, según Centella, *et al.* (2006), los eventos moderados y severos de sequía se duplicaron en el período normal 1961-1990 respecto al período anterior 1931-1960. En la década de los años 90 las afectaciones ocurridas en los veranos de 1993, 1994, 1998 y 2000 fueron muy notables, siendo el suceso de 1998 uno de los más intensos para el período abril-mayo-junio registrado en las estadísticas del Centro del Clima (INSMET) disponibles desde el año 1941. Basta señalar que el evento de sequía de corto período ocurrido de abril a julio de 1998 se manifestó sensiblemente en todo el país y en algunos municipios de la región oriental (frecuentemente afectados por sequía). Su nocivo impacto alcanzó la categoría de desastre, generando innumerables daños y molestias en la población local, que implicaron incluso, emigraciones temporales.

En el período 2003-2005 se presentó otro evento de sequía en el país, el cual fue catalogado como el más intenso desde que se tienen registros. En el año 2004, el acumulado de lluvia enero-diciembre, respecto a iguales períodos de tiempo en los últimos 74 años, mostró que fue el peor caso desde 1931 en seis provincias del país: Villa Clara, Sancti Spíritus, Camagüey, Las Tunas, Holguín y Granma; destacándose además Ciego de Ávila y Santiago de Cuba (segundos peores casos), Matanzas (cuarto peor caso), Cienfuegos y Guantánamo (séptimos peores casos) y Ciudad de La Habana (octavo peor caso). Al comparar el comportamiento por regiones de las lluvias anuales desde el año 1901, puede verse que el año 2004 fue el peor entre los 104 casos contemplados para el Oriente y Centro del país, mientras en Occidente ocupa el puesto 14 (Centella *et al.*, 2006).

Los daños que ocasionó esta sequía fueron cuantiosos para el país. Nótese que en 2005 el desembolso producido por los daños ocasionados por la sequía, sólo a los agricultores cubiertos por el ramo de seguros de bienes agropecuarios, resultó unas diez veces mayor al valor medio de los desembolsos del período 1991-1997 (Solano, Vázquez, Centella y Lapinel, 2006).

Estos elementos ponen de manifiesto la urgente necesidad de que en Cuba se preste cuidadosa atención a los reiterados y nocivos eventos de sequía, que combinados con altas tasas de evaporación originan el agotamiento de los suelos y la disminución de las reservas de agua subterráneas. En ocasiones incluso, las fuertes tensiones ejercidas sobre la vegetación y el clima en general, se agravan mucho más cuando la sequía es interrumpida por episodios de lluvias torrenciales. Estas últimas son causantes de intensos procesos erosivos en los suelos, que ante un proceso de sequía presentan una pobre cubierta vegetativa y un alto drenaje superficial.

En Cuba son varios los trabajos acerca de esta temática. Lapinel, Rivero y Cutié (1993) y Lapinel, Varela y Cutié (1998) conformaron la primera versión del Sistema Nacional de Vigilancia de la Sequía

(SNVS) del Instituto de Meteorología de Cuba (INSMET), principalmente sobre la base del uso de los deciles, técnica utilizada por otros servicios meteorológicos como el australiano. En el presente siglo se destacan los estudios de Centella, Llanes, Paz, López y Limia (2001); Centella *et al.*, (2006); Solano *et al.*, (2006) y Cutié *et al.*, (2013). No obstante, el más actual pertenece a Cutié *et al.*, (2013). En este trabajo se realiza un análisis a nivel de país y provincias del comportamiento de la sequía meteorológica en el período 1961-2010 a partir del empleo de Índice de Precipitación Estandarizada o SPI (por sus siglas en inglés) y se demuestra que en los últimos años el país ha sido afectado por procesos de sequía meteorológica de significación (2003-2005, 2009-2010).

Los estudios sobre el comportamiento de las precipitaciones en la provincia de Villa Clara datan desde la década del 80 del siglo XX. Son varios los trabajos realizados sobre este tema, pero solamente relacionados con la caracterización de la distribución espacial y temporal de la lluvia, así como con el análisis de los eventos de grandes precipitaciones. Los mismos se han realizado principalmente en el Centro Meteorológico Provincial de Villa Clara (CMP.VC) y forman parte de proyectos de investigación. Tal es el caso de Martín *et al.*, (2004) que determina el comportamiento espacial de las precipitaciones en la provincia, obtiene una serie de mapas digitales y la caracterización de las lluvias. Moya, Álvarez, Purón y Ruiz (2005) obtienen un análisis de los principales procesos que dan lugar a precipitaciones en el período poco lluvioso del año. Asimismo, Pedraza *et al.*, (2010) obtiene una modelación estadística de las lluvias y un sistema de ecuaciones automatizado para su pronóstico.

Del caso de la sequía, aunque menos estudiado desde el punto de vista local, se conoce el estudio de Peligro, Vulnerabilidad y Riesgo (PVR) integrado por sequía meteorológica, agrícola e hidrológica realizado en el año 2014 por el Grupo Provincial de Riesgos de Villa Clara [GPR.VC] en 2014. Del mismo, resulta interesante la captación de vulnerabilidades como proceso indispensable para disminuir el riesgo de desastre. Además, se ha implementado desde el 2009 el SNVS con el uso de los deciles primero y luego del SPI para caracterizar la sequía desde el punto de vista operativo como parte de la vigilancia del clima.

El presente estudio se justifica teniendo en cuenta el impacto que han tenido en el territorio de Villa Clara los últimos eventos de sequía meteorológica. La novedad fundamental del mismo radica en la realización del análisis de la sequía meteorológica a nivel territorial, fortaleciendo el conocimiento sobre el tema y favoreciendo así el desarrollo local de la provincia, para la toma de decisiones respecto a este fenómeno extremo. Es por ello que el principal objetivo de este estudio es evaluar el comportamiento de la sequía meteorológica en la provincia Villa Clara en el período 2000-2017. Además como objetivos específicos se plantean analizar el comportamiento de las precipitaciones para la norma 1971-2000 y la evolución del proceso de sequía 2014-2017.

Los parámetros con que se caracteriza la sequía son: severidad, magnitud, duración y extensión geográfica. Se han generado muchos índices para describir la sequía, sin embargo, la mayoría de ellos no siempre son adecuados y funcionales para todo tiempo y lugar, lo que refleja la complejidad y desconocimiento del fenómeno. En este trabajo, se ha utilizado como indicador para el análisis de la sequía meteorológica el SPI, teniendo en cuenta las recomendaciones realizadas en la última conferencia Internacional sobre Sistemas de Alerta Temprana e Índices de Sequía, desarrollada en Nebraska, Estados Unidos, en diciembre de 2009 y publicadas por la OMM.

Para el desarrollo de este trabajo se utilizaron las salidas del SNVS del Instituto de Meteorología de Cuba (Lapinel *et al.*, 1998).

2. Metodología

En el ámbito científico se han desarrollado diferentes índices para la cuantificación de la sequía. Dos de los más comúnmente usados son el Índice de Severidad de la Sequía de Palmer (ISSP) y el SPI, los cuales permiten monitorear constantemente las condiciones de sequía y proporcionar información actualizada sobre regiones afectadas. El ISSP fue desarrollado para medir la intensidad, duración y extensión espacial de la sequía. Los valores de este índice se derivan de las medidas de precipitación, temperatura del aire y humedad del suelo local, conjuntamente con valores anteriores de estas medidas. Por su parte, el SPI fue diseñado para mejorar la detección del comienzo de la sequía y para la monitorización de la misma. El SPI es una medición de la sequía más simple que el índice descrito anteriormente, ya que es un índice de probabilidad que considera sólo la precipitación.

También existen otros índices, como el Porcentaje de Precipitación Normal (PPN), que se refiere a la relación que existe entre la precipitación acumulada en un período de tiempo determinado y la precipitación media anual para una región, y se expresa de manera porcentual. El método de los deciles, también es muy utilizado en el ámbito internacional. El mismo fue desarrollado por Gibbs y Maher (1967) y se basa en el análisis estadístico de las series de los acumulados de lluvias mediante la distribución de percentiles para evitar alguna de las debilidades del índice PPN.

El Índice Estandarizado de Sequía Pluviométrica (IESP) es similar al SPI. Es un índice mensual de sequía pluviométrica que se basa en el cálculo de las anomalías pluviométricas mensuales acumuladas (Blanquero, Carrizosa, Pita, Camarillo y Álvarez-Francoso, 2012). En el trabajo citado anteriormente se realiza un modelo para su predicción climática en 243 observatorios de Andalucía a partir del empleo de este índice. El Índice USBR de la Sequía (RDI) es un indicador desarrollado por el Buró de Reclamación de los Estados Unidos (USBR) para definir la intensidad y duración de las sequías, así como para predecir su comienzo y su final. Este último indicador se calcula en el ámbito de una cuenca fluvial a partir de las precipitaciones, la masa de nieve, el caudal de los ríos y el agua almacenada en los embalses.

El SPI es un indicador basado en la probabilidad de lluvias en cualquier período de tiempo. Fue desarrollado por McKee, Doesken and Kleist (1993) para cuantificar el déficit de precipitaciones durante múltiples escalas temporales. Estas escalas temporales reflejan el impacto de la sequía sobre la disponibilidad de los diferentes recursos hídricos.

Las condiciones de humedad del suelo responden a las anomalías pluviométricas en un intervalo de tiempo relativamente corto, mientras que el agua subterránea, el caudal de los cursos superficiales y el agua embalsada reflejan tales anomalías a largo plazo, razón por la cual, originalmente, el SPI se calculaba para períodos de tiempo de 3, 6, 12, 24 y 48 meses.

El uso de este índice para estudiar y caracterizar la sequía meteorológica ha tomado auge en el presente siglo y son cuantiosos los trabajos que lo aplican. Marcos (2001) analiza este índice para cuantificar la sequía y muestra cómo este puede ser empleado o no en dependencia de la región geográfica. En la península Ibérica se realizó una regionalización de la sequía a partir del modelo digital del terreno (Poquet, Belda y García-Haro, 2008). En el área de Centroamérica y el Caribe se conocen los trabajos realizados por Calvo-Solano, Quesada-Hernández, Hidalgo y Gotlieb (2018) en el Corredor Seco Centroamericano —que comprende los países de Guatemala, El Salvador, Honduras y Guatemala—. En otro estudio, en este caso realizado en Honduras, se indentifica este país como el de mayor vulnerabilidad ante la sequía en la región (Bouroncle, *et al.*, 2015). Interesante resulta también el análisis de Paredes, Millano y Guevara (2008), que analizan espacialmente el fenómeno de la sequía a través del SPI en los llanos de la región de Venezuela. En esta misma región Olivares *et al.*, (2016) analizó este comportamiento más actualizado. Abdulkadir (2017) estudió la prevención de la sequía a partir del SPI en la Isla de Somalia y Fattahi, Habibi y Kouhi (2015) analizaron el comportamiento del fenómeno en el oeste de Irán a partir del ISSP y el SPI.

Técnicamente, el SPI es calculado ajustando la distribución de frecuencia de la precipitación de un lugar dado, en la escala de tiempo de interés, con una función teórica de densidad de probabilidad. De acuerdo a varios autores (Thorn, 1966; Young, 1992; Lloyd-Hughes & Saunders, 2002) la función más apropiada para este ajuste es la Gamma, aunque ésta ofrece algunas dificultades en las zonas de muy poca precipitación debido a que no se encuentra definida para valores de la variable iguales a 0. La función de densidad es luego transformada a una distribución normal estandarizada (con media igual a 0 y varianza igual a 1), siendo el SPI el valor resultante de esta transformación. Este índice representa el número de desviaciones estándar en que el valor transformado de la precipitación se desvía del promedio histórico (el cual queda representado por 0). Los valores negativos del SPI representan déficit de precipitación y, contrariamente, los valores positivos indican que la precipitación ocurrida ha sido superior al promedio histórico.

La Escala del SPI varía de -2 hasta 2. Normalmente se utilizan los tonos verdes para señalar los excesos de lluvia —que son los valores positivos—, los tonos de amarillo para indicar los déficits en las precipitaciones —que son los valores negativos—, y el color blanco, que manifiesta los valores normales (Tabla 1).

La caracterización del comportamiento histórico de las precipitaciones en la provincia en el período 1971-2000 se realizó a partir de los datos procesados para la elaboración de la monografía de Cutié, *et al.*, 2013.

Para realizar la caracterización temporal y espacial del SPI se utilizaron como información de base los datos de 69 estaciones pluviométricas, pertenecientes a la red básica del Instituto de Recursos Hidráulicos.

licos en la provincia. El período de estudio analizado se enmarca entre los años 2000-2017 (Figura 2). Asimismo, para el procesamiento operativo de los datos se utilizaron las salidas del SNVS, que dividen la provincia en una rejilla de 4x4 km complementando un total de 521 puntos (Figura 3).

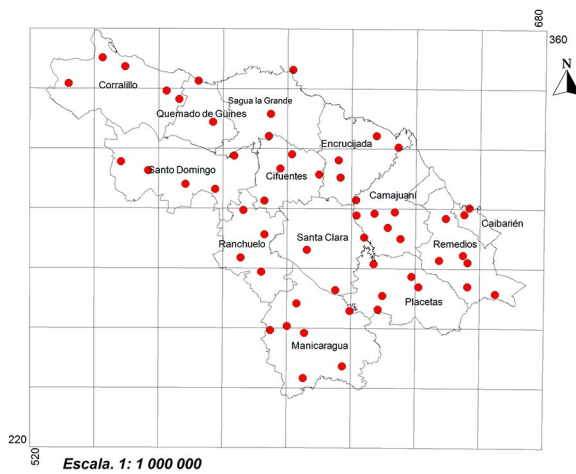
Tabla 1. Escala utilizada para el Índice de Precipitación Estandarizado (SPI)

Escala SPI	Categoría
≥ 2	Extrema
$\geq 1.5 < 2$	Severa
$\geq 1 < 1.5$	Moderada
$\geq 0.5 < 1$	Débil
$> -0.5 < 0.5$	Normal
$\leq -0.5 > -1$	Débil
$\leq -1 > -1.5$	Moderada
$\leq -1.5 > -2$	Severa
< -2	Extrema

Elaboración propia

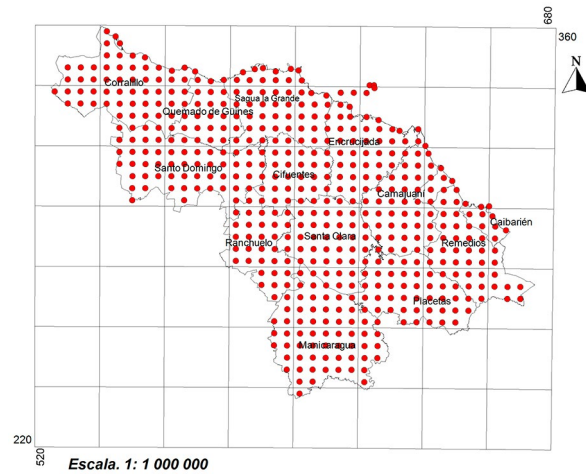
Para la confección de los mapas se utilizó el software libre Quantum GIS 1.8.0, a partir del método de interpolación denominado “inverso de la distancia al cuadrado” (IDW).

Figura 2. Ubicación de los pluviómetros utilizados en el estudio



Elaboración propia

Figura 3. Rejilla de puntos utilizados en el estudio



Elaboración propia

Se utilizó para el análisis de la tendencia el Test de Man-Kendall a las series mensuales y estacionales de precipitación en la provincia Villa Clara en el período 1950-2016.

3. Resultados

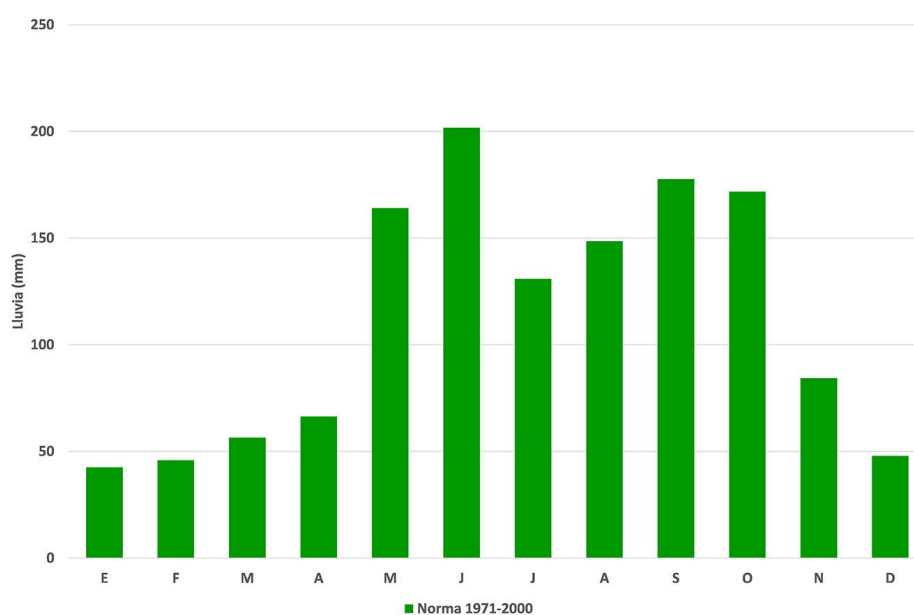
3.1. Comportamiento general de las lluvias en Villa Clara, Cuba

En el archipiélago cubano las precipitaciones se deben a diferentes procesos a escala sinóptica que varían en dependencia de la época del año, manifestándose dos estaciones bien marcadas: período lluvioso (mayo-octubre) y período poco lluvioso o período seco (noviembre-abril). Asimismo, el relieve interviene de forma significativa en la distribución irregular de las mismas, aumentado a medida que se aleja de las costas, y siendo más abundantes hacia las montañas, en las laderas de barlovento.

En la provincia de Villa Clara objeto de estudio, los acumulados medios de las lluvias alcanzan los 1.339 mm. Los acumulados mensuales reflejan una marcada estacionalidad, distinguiéndose un período lluvioso de mayo-octubre con el 74% del total anual y un período poco lluvioso de noviembre-abril con el 26% restante. En la Figura 3 se muestra cómo a partir del mes de mayo el aumento de las lluvias es notable con una ligera disminución en los meses julio y agosto, a partir del cual acontece un incremento en las lluvias que vuelve a reducirse a comienzos de noviembre.

Los meses más secos son enero y febrero, mientras que los más lluviosos son junio y septiembre. El acumulado mensual máximo se produjo en junio de 1969 con 476,6 mm y el mensual mínimo en diciembre del mismo año con solamente 0,2 mm, (Figura 4).

Figura 4. Distribución mensual de las lluvias en la provincia de Villa Clara. Norma 1971-2000



Elaboración propia

Tabla 2. Acumulado promedio (X), desviación Standard (Ds) y Coeficiente de Variación (CV) de la precipitación mensual en la provincia Villa Clara. Norma 1971-2000

Meses	X (mm)	Ds (mm)	CV (%)	MIN (mm)	MAX (mm)
E	42,6	30,3	71,13	7,6	166
F	45,9	36,6	79,74	7,9	185,1
M	56,5	46,5	82,30	11,6	228,7
A	66,4	43	64,76	4,1	149,2
M	164,1	71,6	43,63	44,1	343,8
J	201,8	78,7	39,00	108	422,9
J	130,9	40,8	31,17	57,1	229,4
A	148,6	43,7	29,41	77,4	265
S	177,7	41,5	23,35	94,9	286,1
O	171,8	87,1	50,70	83	399
N	84,4	48,5	57,46	20,6	194,9
D	47,9	48,4	101,04	5,6	263,4

Elaboración propia

La desviación standard muestra sus mayores valores en octubre y junio (Tabla 2), mientras que el menor valor tiene lugar en enero. La mayor variabilidad ocurre en los meses del período poco lluvioso, con un máximo en el mes de diciembre. La menor variabilidad se registra en el período seco, con un mínimo en los meses de mayo y octubre.

La distribución espacial de los acumulados de la lluvia anual en Villa Clara (Figura 5) durante los años comprendidos entre 1971 y 2010 muestra tres regiones bien definidas. Una primera hacia el noroeste de la provincia, correspondiente a la llanura norte de Las Villas, con acumulados por debajo de 1.250 mm. Otra segunda, que ocupa la mayor parte del territorio con valores anuales entre 1.250 mm y 1.500 mm, donde una serie de alturas de hasta aproximadamente 400 m influyen en estos acumulados. Resaltan en esta zona dos núcleos con precipitaciones entre 1.500-1.750 mm hacia el oeste del municipio de Ranchuelo y hacia el este de Remedios, correspondiente esta última a una serie de alturas residuales entre ellas la Sierra de Bamburanao (347m).

En el macizo de Guamuhaya, la tercera región definida, las precipitaciones superan los 1.800 mm. A esta zona le corresponde la mayor elevación de la región con 923 m sobre el nivel medio del mar, en la loma de Pico Tuerto.

Figura 5. Distribución espacial de la precipitación anual en la provincia Villa Clara. Normal 1971-2000

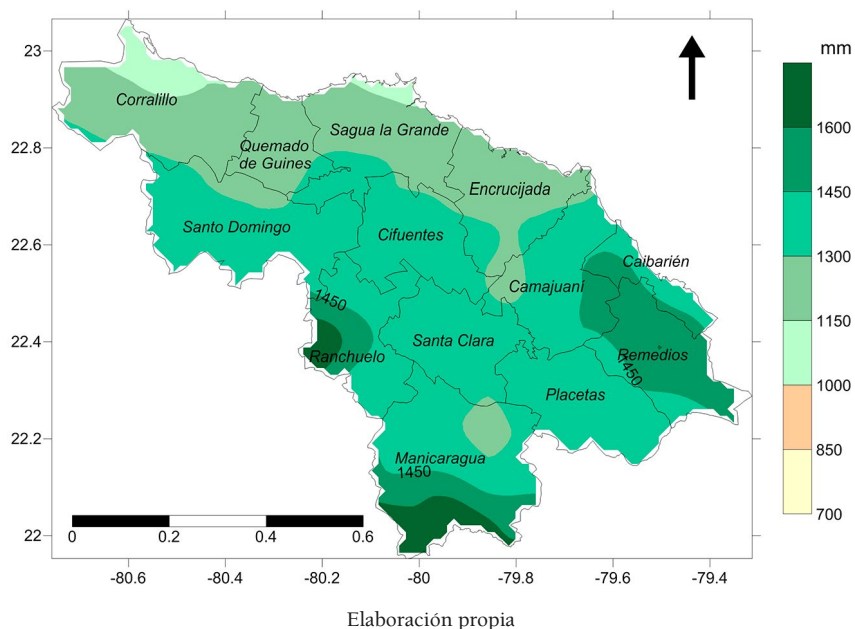
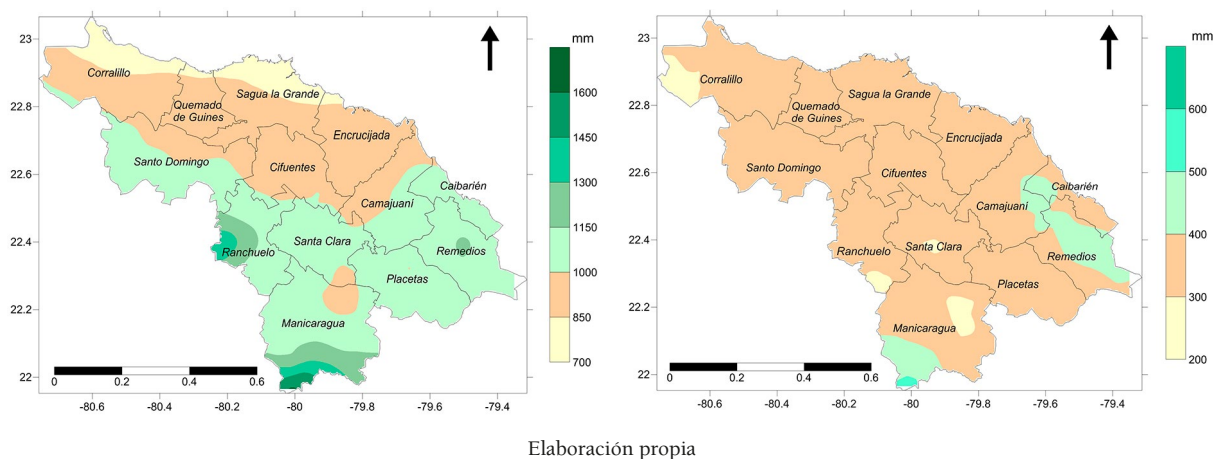


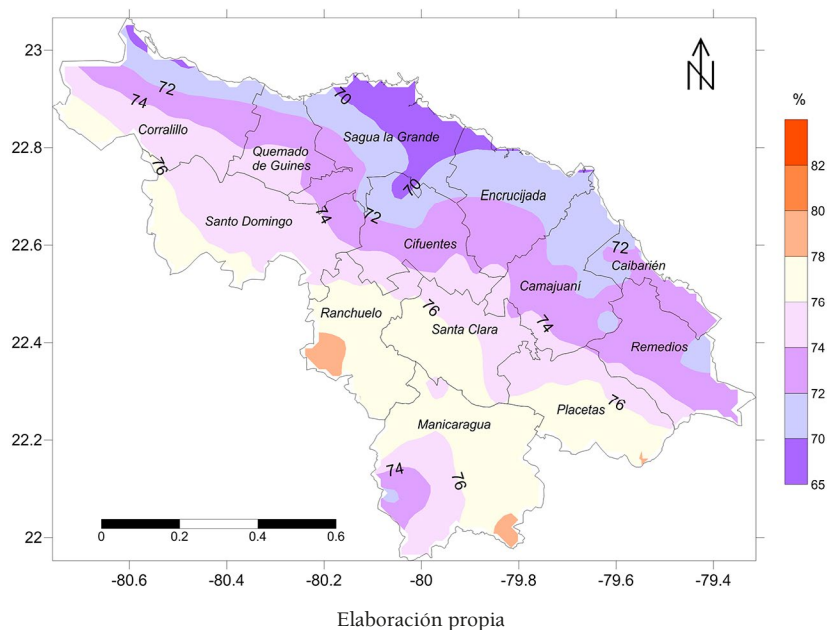
Figura 6. Distribución espacial de la precipitación en el período lluvioso (izquierda, i) y poco seco (derecha, d) en la provincia Villa Clara. Normal 1971-2000



Al analizar las lluvias por períodos estacionales se observa que para el período lluvioso (Figura 6 i) se pueden definir las mismas regiones que en el mapa anual, solo que con menores acumulados. La distribución de la lluvia en el período poco lluvioso (Figura 6 d) muestra un comportamiento más homogéneo, con valores entre 300-400 mm y ligeramente superiores hacia el sector sur montañoso.

Como ya se ha indicado anteriormente, durante los meses de mayo a octubre cae aproximadamente el 74% de las lluvias anuales, aunque la distribución espacial de esta proporción tiene sus diferencias, como muestra la Figura 7. Resulta interesante el aumento de la proporción desde de la zona costera hacia el interior del territorio (Figura 7). Esto, según Moya *et al.*, (2005), se encuentra asociado con los procesos sinópticos del período seco, como son los brisotes sucios y frentes fríos que afectan a la provincia en ese período y producen lluvias en esta zona del territorio.

Figura 7. Proporción relativa de las precipitaciones que ocurren en el período lluvioso con respecto al total anual. Provincia Villa Clara. Norma 1971-2000



El máximo de dicha proporción, cercano al 80%, se encuentra en las inmediaciones de Ranchouelo, ocupando parte de la llanura oeste de la provincia y una pequeña porción sureste de la zona montañoso. El mínimo, cercano al 65%, se encuentra en el municipio Sagua la Grande y parte en la región montañoso por debajo del 76% (Figura 7). Esto se corresponde a que "...en la zona montañoso se mantiene durante el año una mayor uniformidad en el régimen de humedecimiento dado fundamentalmente a que la interacción del relieve con los procesos frontales invernales activa la ocurrencia de precipitaciones en el período poco lluvioso" (Lecha, Paz y Lapinel, 1994, p.111).

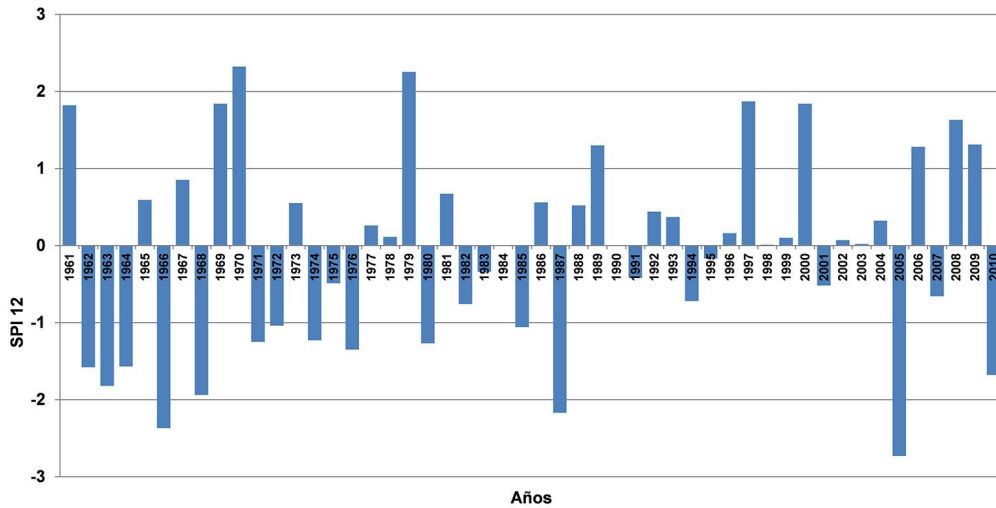
3.2. Análisis temporal de las lluvias en la provincia Villa Clara expresadas según el SPI

El comportamiento de las lluvias expresadas según el SPI 12 en el período 2000-2017 (Figura 8) muestra un predominio de años naturales con valores considerados en la norma y solo dos años, 2000 y 2008, con excesos significativos ($SPI_{12} > 1,5$). Por el contrario el 2005, 2009 y 2016 presentaron déficits significativos ($SPI_{12} < -1,5$). Dentro de estos últimos el año 2005 resultó el de mayor déficit en toda la serie. La sequía meteorológica que afectó durante varios meses al país (de mayo de 2003 hasta mayo de 2005), considerada como la más intensa desde que se tienen registros, provocó también déficits notables de precipitación en la provincia (Barcia, 2005) teniendo su período más crítico desde noviembre de 2004 hasta abril de 2005 (Figura 10) como se verá más adelante.

Al analizar el período estacional poco lluvioso (Figura 9 i) se muestra que existe un predominio de años con valores del SPI 6 inferiores a -1. Estos valores negativos han sido más frecuentes a partir del año 2005 y representan un 40 % de la serie analizada. Entre estos encontramos los períodos: 2004-2005, 2005-2006, 2008-2009, 2010-2011, 2012-2013, 2014-2015 y 2016-2017. Cabe destacar que la mitad de

los años considerados presentan déficits de lluvias clasificados como ligeros ($SPI_6 < -0,5$). El período poco lluvioso 2004-2005 fue el más significativo con un valor de SPI_6 de $-3,03$.

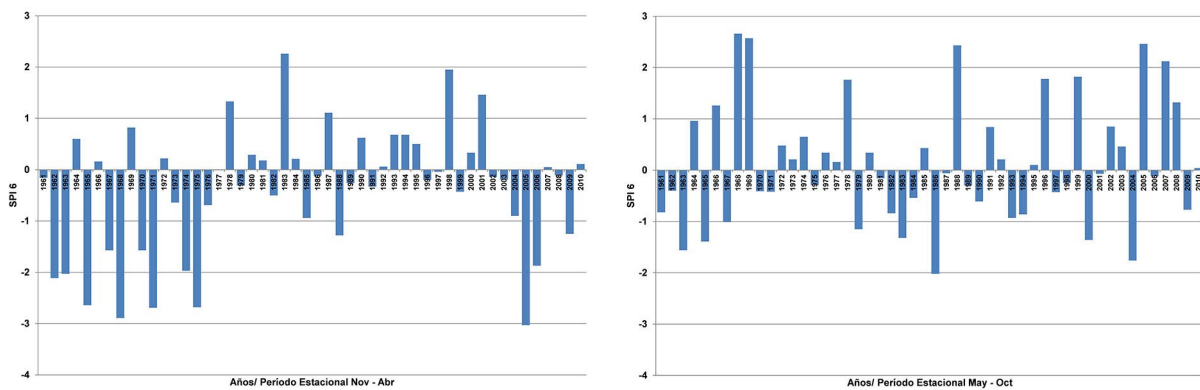
Figura 8. Representación gráfica de las series temporales del SPI_{12} en años naturales. Provincia Villa Clara, Período 2000-2017



Elaboración propia

El comportamiento del SPI_6 en el período lluvioso del año muestra una mayor variabilidad y que los mayores déficits se concentran hacia la primera mitad del período analizado (Figura 9 d). En este caso, los años con SPI más bajos fueron el 2000, 2004, 2009 y 2016 con valores inferiores a $-0,5$, siendo el 2004 el más significativo con $-1,76$.

Figura 9. Representación gráfica de las series temporales del SPI_6 en los períodos estacionales poco lluvioso (izquierda, i) y lluvioso (derecha, d). Provincia Villa Clara, período 2000-2017



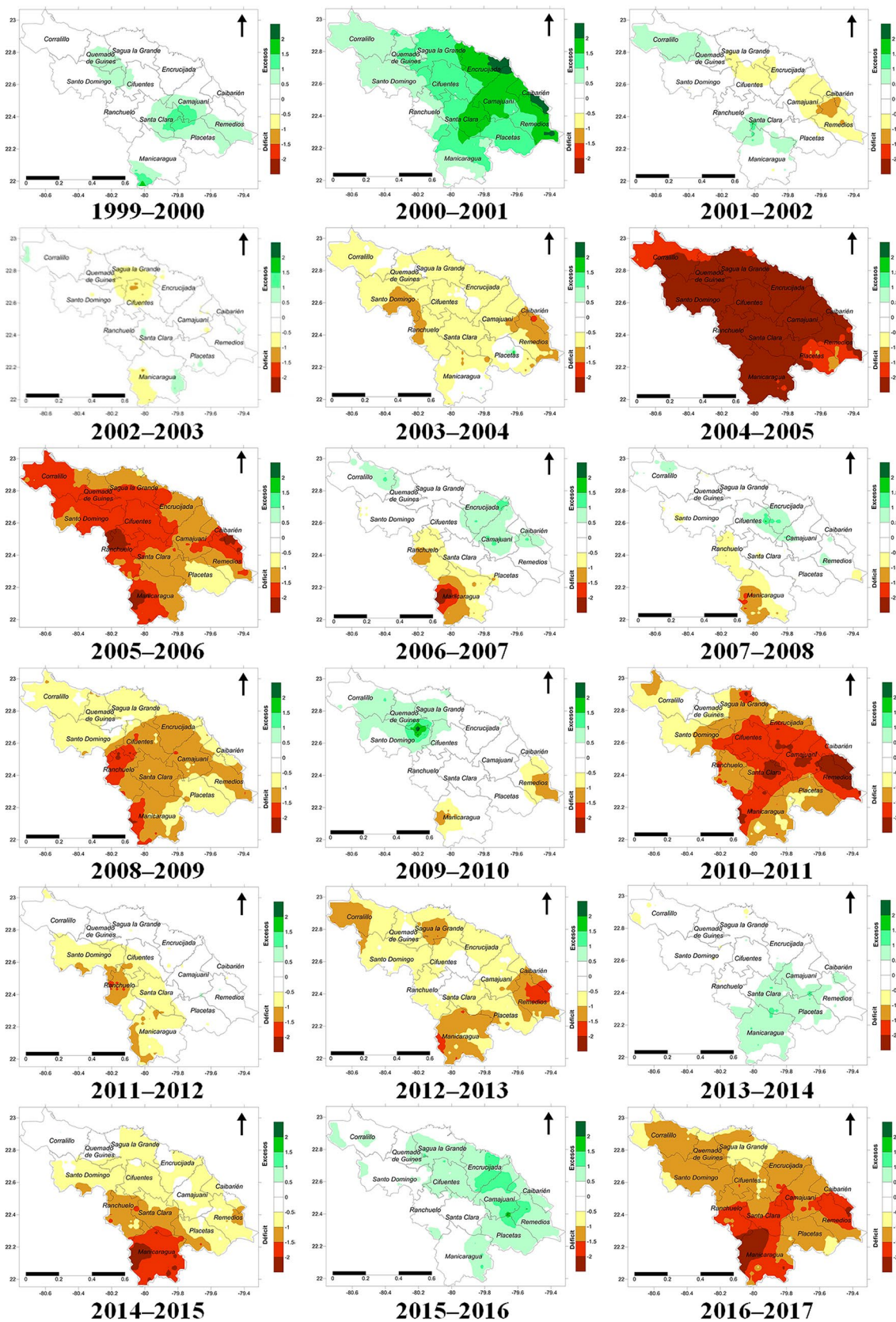
Elaboración propia

3.2.1. Análisis espacial de las lluvias en la provincia Villa Clara expresadas según el SPI en el período 2000-2017

3.2.1.1. Período poco lluvioso

La Figura 10 muestra la distribución espacial del SPI_6 en los períodos estacionales poco lluviosos en la provincia Villa Clara en el período 2000-2017. La inspección general de dicha figura distingue que en la mitad de los años analizados se presentaron en la provincia déficits de lluvias generalizados tal y como se había analizado en el apartado anterior (Figura 9 i). Los años con valores del SPI_6 más significativos se corresponden con los procesos de sequía meteorológica de mayor impacto en la provincia como son: 2004-2005, 2005-2006, 2016-2017 y 2008-2009.

Figura 10. Distribución del SPI 6 en el semestre noviembre-abril. Serie 2000-2017. Villa Clara, Cuba



Elaboración propia

El período poco lluvioso 2004-2005 culminó con el 100% del territorio provincial afectado por sequía meteorológica. En este caso el 81,6 % del área total presentó déficits clasificados en extremo por debajo de la norma y un 15,9 % estuvo en el rango de déficit severo. Este período estacional poco lluvioso se clasifica como el más seco de la historia en la provincia.

En el período estacional poco lluvioso que le continuó (noviembre 2005-abril 2006) la situación fue similar aunque menos significativa. Una vez más, prácticamente toda la provincia (99,7 %) se vio afectada por la sequía meteorológica, aunque en esta ocasión los déficits severos y extremos solo llegaron a cubrir el 52,7 %, mientras que los moderados y débiles representaban un 47,0 %. Las áreas más afectadas se concentraron hacia la mitad occidental de la provincia y en los límites de los municipios de Caibarién y Remedios (Figura 10).

El comportamiento espacial de las lluvias al cierre del período noviembre 2008-abril 2009 mostró un déficit relevante en un 93,8% de la provincia, desglosado en severos y extremos 9,7%, moderados 36,5% y débiles 47,6%.

El último período poco lluvioso de la serie estudiada (noviembre 2016-abril 2017) también presentó una sequía meteorológica que afectó a toda la provincia. En este caso los mayores déficits de lluvias (extremos y severos) representaron el 40 % del territorio y se concentraron hacia los municipios de Santa Clara, Ranchuelo y Manicaragua al sur de la provincia y hacia el extremo nororiental, cubriendo gran parte de los municipios de Caibarién y Remedios. En la mitad norte y extremo noroccidental de la provincia la escasez de lluvias fue menos significativa predominando los déficits débiles y moderados.

3.2.1.2. Período lluvioso

La distribución espacial de las lluvias, expresadas a través del SPI 6 en Villa Clara, en los períodos lluviosos (mayo-octubre) del presente siglo, muestran que los años con déficits significativos por orden de áreas afectadas son: 2004, 2000, 2016 y 2009 (Figura 11). Dichos períodos se corresponden con los procesos de sequía meteorológica de mayor significación que han afectado al país en el presente siglo, como lo fueron 2003-2005, 2009-2010 y 2014-2017, con excepción del 2000, donde los datos históricos de los meses mayo y junio estuvieron muy por debajo de lo histórico en todas las estaciones del CMPVC.

El período lluvioso mayo-octubre 2004 culminó con importantes déficits en los acumulados de las lluvias en más de un 96% de la provincia. De ellos, el 3,2% perteneció a las categorías de severos y extremos afectando fundamentalmente a áreas del este-sureste del territorio. Los municipios con mayores afectaciones fueron Placetas y Remedios, seguidos de Manicaragua, Santa Clara y Caibarién. El 40,7% del territorio presentó valores del SPI catalogados como moderados y el 22,3% como débiles, abarcando el resto de los municipios. Este fue el período lluvioso de mayor afectación de la serie estudiada.

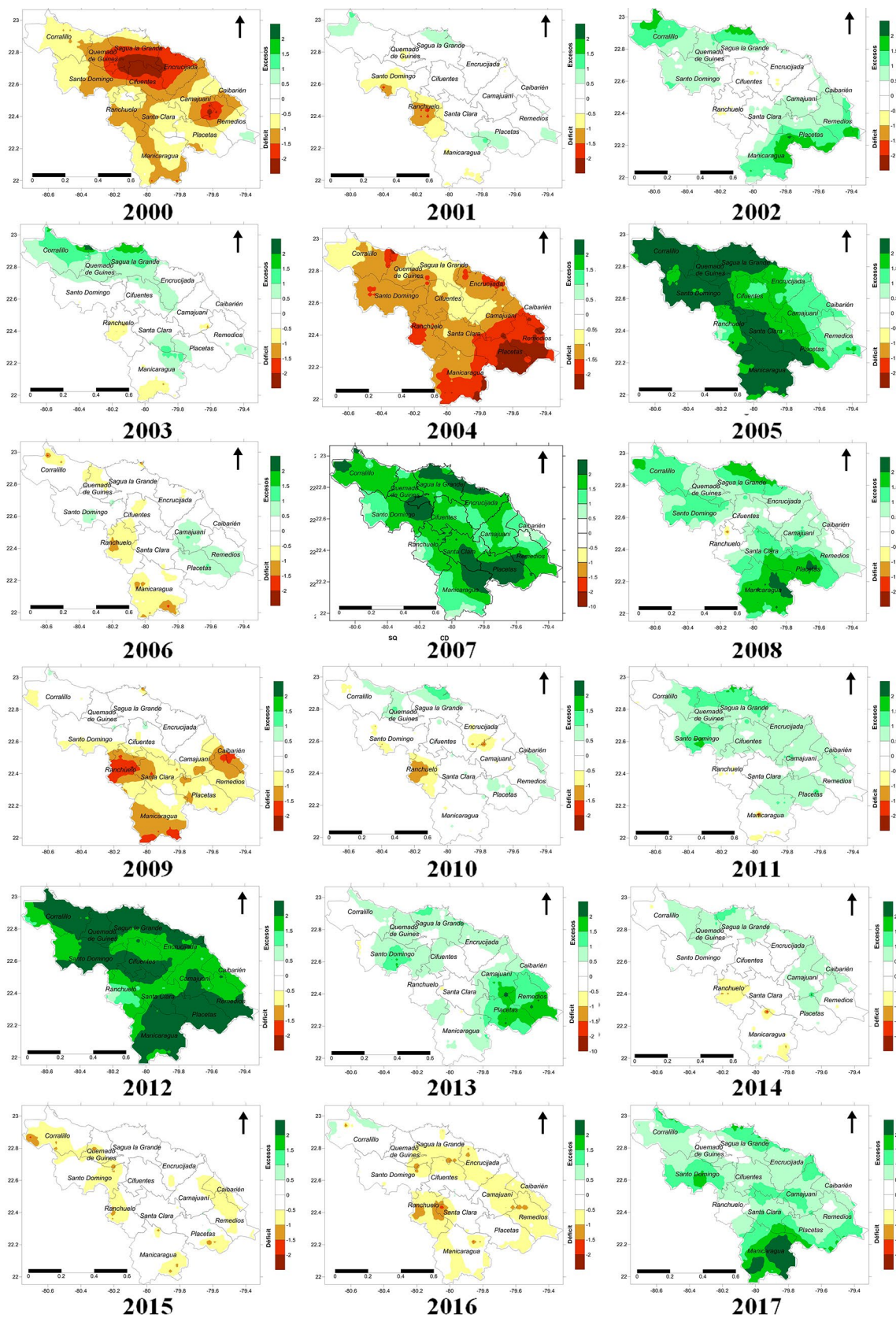
La evaluación del comportamiento de las totales lluvias, expresados mediante el SPI 6 al cierre del período correspondiente a mayo-octubre del 2000, evidenció el 85,2% de la provincia con afectaciones. En este caso el 18,5% fue catalogado de severo a extremo, localizándose al centro norte de la provincia y abarcando áreas de los municipios de Quemado de Güines, Sagua la Grande, Cifuentes y Encrucijada.

En 2009 la mitad de la provincia presentó sequía meteorológica. Como se puede ver en la Figura 10 los déficits estuvieron concentrados hacia la mitad sur del territorio, con los valores más extremos hacia los municipios de Ranchuelo, Manicaragua y Caibarién. Este comportamiento estuvo influenciado por las escasas lluvias registradas en el bimestre mayo-junio, como se analiza en los Boletines de la Vigilancia del Clima (BVC) de esos meses. En el BVC de mayo 2009 se describe la disminución consecuente de las lluvias fundamentalmente del SPI 3, mientras que en el mes siguiente dicha reducción fue mayor (BVC, junio 2009).

Al valorar el comportamiento de las lluvias al finalizar el semestre mayo-octubre de 2016, aproximadamente el 60 % del área total presentó déficits en los acumulados de lluvia, que en su mayor parte fueron clasificados de débiles. Las áreas con menores valores del SPI 6 se concentraron hacia los municipios de Santa Clara y Ranchuelo.

Del análisis se evidencia que la mayor parte de los períodos estacionales lluviosos del actual siglo XX en la provincia Villa Clara fueron ligeramente favorecidos por las lluvias y se mantuvieron en la norma o ligeramente por encima de la misma (Figura 11).

Figura 11. Distribución del SPI 6 en el semestre mayo-junio. Serie 2000-2017. Villa Clara, Cuba



Elaboración propia

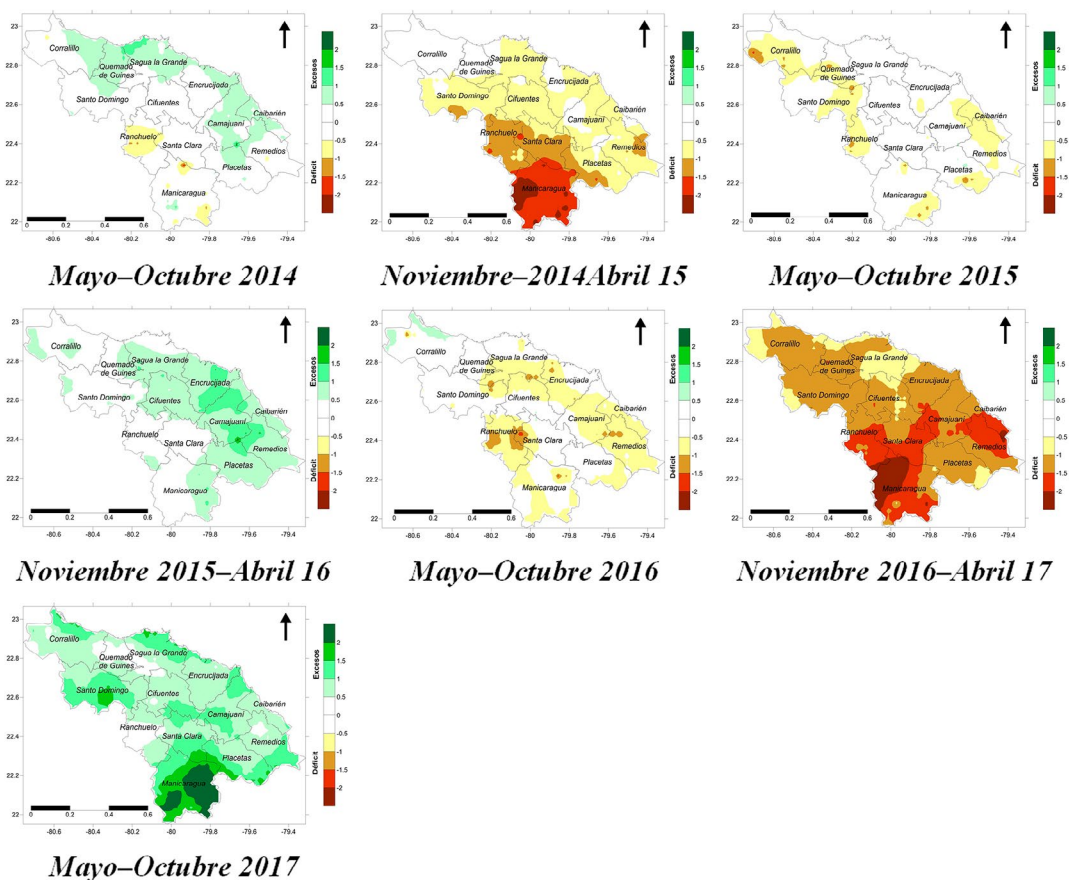
Se observa además, que los años con excesos significativos de lluvia representaron solo el 27% de los 18 años analizados y estuvieron asociados a la afectación de ciclones tropicales al país (Machado, 2010):

- a) Año 2001 (noviembre): Huracán MICHELLE: Provocó vientos muy fuertes y lluvias intensas a su paso. Se considera su afectación a la provincia Villa Clara como un huracán categoría 2 en la escala Saffir-Simpson.
- b) Año 2005 (julio): Huracán DENNIS: Produjo vientos fuertes y lluvias muy intensas principalmente hacia la zona montañosa de la provincia.
- c) Año 2008 (agosto): Depresión Tropical Fay: No produjo vientos significativos en el territorio, pero dio lugar a lluvias intensas con totales que sobrepasaron los 200 mm en localidades del extremo nordeste de la provincia, en especial el municipio de Placetas, y otros superiores a 100 mm en zonas del sur sobre el municipio de Manicaragua.
- d) Año 2008 (septiembre): Tormenta Tropical Ike: Las fuertes precipitaciones que lo acompañaban tuvieron su mayor manifestación hacia la región montañosa de la provincia.
- e) Año 2012 (octubre): Huracán Sandy: A pesar de no tener una afectación directa en la provincia de Villa Clara —porque su centro no pasó cerca de la misma—, las bandas de alimentación de este organismo tropical produjeron lluvias intensas, que fueron más significativas hacia el sur de la provincia.
- f) Año 2017 (septiembre): Huracán Irma: Provocó intensas lluvias en la provincia con acumulados significativos en 24 horas durante los días 8, 9 y 10 de septiembre.

3.3. Caracterización del evento de sequía meteorológica 2014-2017 en la provincia Villa Clara

El extenso evento de sequía iniciado en mayo de 2014 se prolongó durante 7 periodos estacionales (42 meses) imponiendo condiciones de pérdida por déficit de precipitaciones en la provincia. La Figura 12 muestra la distribución de las lluvias en la provincia expresadas a través del SPI en periodos de 6 meses (SPI 6) representando el comportamiento de las precipitaciones en los periodos estacionales poco lluvioso y lluvioso.

Figura 12. Distribución del SPI 6. Período 2014-2017. Villa Clara, Cuba



Elaboración propia

A partir del mes de junio de 2014 se comenzó a observar en la provincia un aumento de los déficits de lluvia, de hecho, dos de los meses del período estacional lluvioso de este año (junio y julio) presentaron afectaciones en un 44% y 30% respectivamente del territorio provincial.

Al valorar el comportamiento de las lluvias al finalizar el semestre mayo-octubre 2014, un 28,9% del área total presentó déficits en los acumulados. De ellos un 76,2% fueron catalogados de débiles, un 18,5% de moderados y un 5,3% de severos —estas últimas lluvias se concentraron en los municipios de Corralillo y Ranchuelo—.

Le continúa un semestre (noviembre 2014-abril 2015) muy desfavorable, con el 79,5% del área con déficits en los acumulados. La región centro y sur del territorio fue la que soportó mayor problemática, siendo los municipios de Ranchuelo, Santa Clara y Manicaragua los más afectados.

El período lluvioso que le sucedió (2015) se caracterizó por presentar déficits notables en los meses de mayo a julio, lo que provocó que al finalizar el mismo toda la provincia estuviera afectada por la sequía meteorológica.

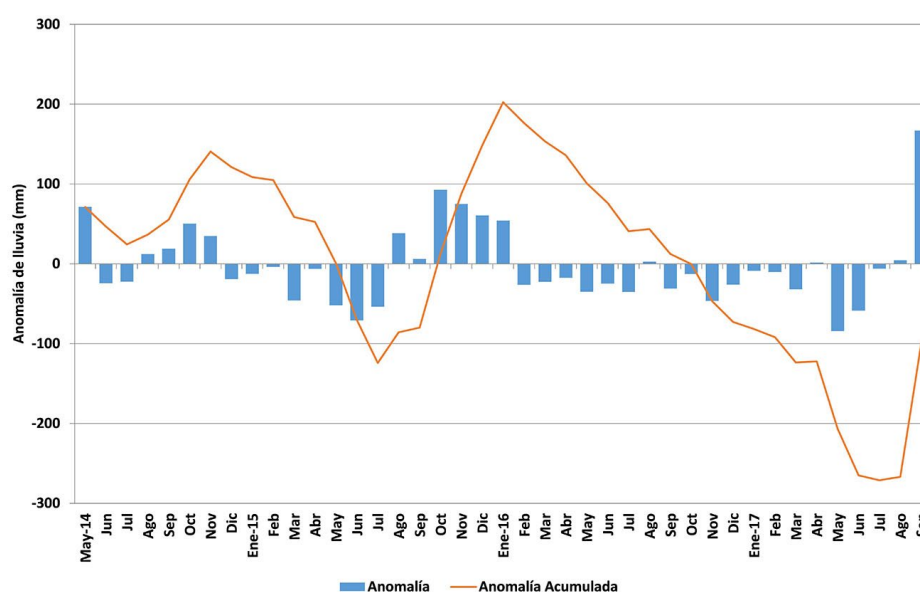
El semestre siguiente (noviembre 2015-abril 2016) mostró acumulados que superaron los valores normales. Esta situación se debió a las lluvias ocurridas en el trimestre noviembre 2015-enero 2016, influenciadas por el evento El Niño-Oscilación del Sur (ENOS) fuerte, que estuvo presente la mayor parte del año 2015 y principios del 2016. Esta situación logró revertir parcialmente la situación que presentaba la provincia pero a partir de febrero de 2016 esta situación cambió drásticamente y las lluvias comenzaron a disminuir nuevamente presentando déficits notables en trimestre febrero-abril del 2016.

Las condiciones de sequía meteorológica continuaron intensificándose durante el año 2016, fundamentalmente en la región central del país. En Villa Clara el análisis del SPI 6 en el semestre mayo-octubre 2016 mostró déficit en más del 50 % del área total. Así, un 40,3% fue catalogado de débil, un 8,8% de moderado y un 1,5% de severo y extremo. Los municipios de Santa Clara y Ranchuelo fueron nuevamente los más afectados.

Durante los últimos meses del año 2016 y primeros del 2017 el déficit hídrico en el territorio continuó acrecentándose y la distribución espacial de las lluvias expresadas a través del SPI mostraba un 40 % de la provincia con valores severos y extremos concentrados hacia la mitad sur fundamentalmente.

Esta desfavorable situación se mantuvo en los meses de mayo, junio, julio y agosto de 2017. Al cierre de este último mes se observaba en la provincia un déficit acumulado de más de 250 mm como se observa en la Figura 13. Esta situación cambió drásticamente debido a la influencia de las lluvias intensas ocasionadas tras del paso del Huracán Irma por la provincia, en el mes de septiembre de 2017.

Figura 13. Anomalías reales (barras) y acumuladas (líneas) de precipitación desde mayo del 2014 hasta septiembre del 2017. Provincia Villa Clara, Cuba

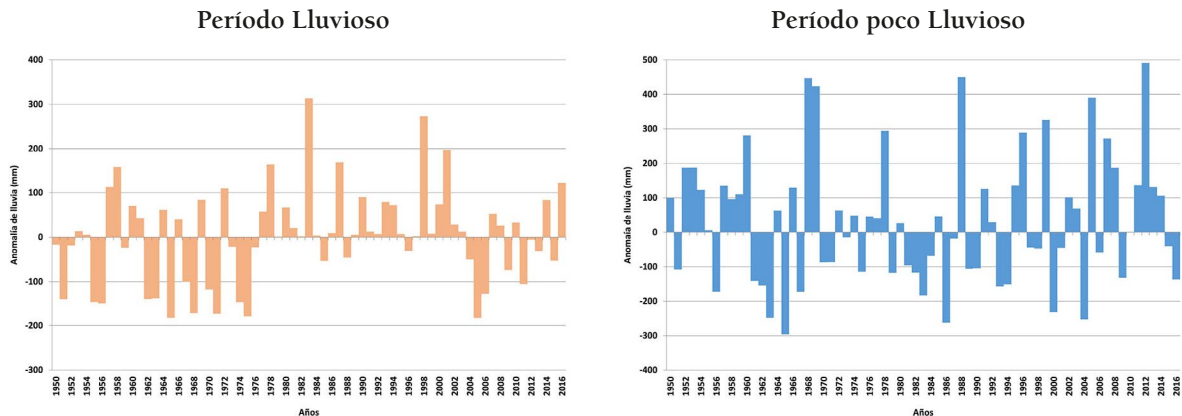


Elaboración propia

3.4. Tendencia de la precipitación por períodos en la provincia de Villa Clara durante el período 1950-2016

El análisis por períodos estacionales poco lluvioso y lluvioso, (Figura 14 i y Figura 14 d, respectivamente) muestra que en la provincia no existen tendencias significativas en cuanto al comportamiento de las lluvias. No obstante, sí se puede ver que dentro del período lluvioso del año el valor del estadígrafo es negativo en el trimestre mayo-junio-julio. En el caso del período poco lluvioso la tendencia es al aumento en noviembre-diciembre, con significación estadística (*) (Tabla 3).

Figura 14. Comportamiento de la precipitación por períodos estaciones lluvioso (izquierda, i) y poco lluvioso (derecha, d). Período 1950-2016



Elaboración propia

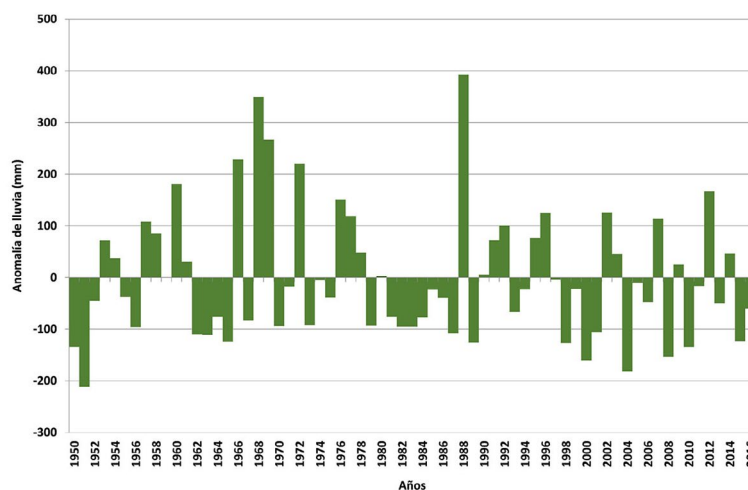
Tabla 3. Test de Man-Kendall a las series mensuales y estacionales de precipitación en la provincia Villa Clara. Período 1950-2016

	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	PS	PLL
Lluvia	0,71	-0,5	0,63	0,50	-0,25	-0,65	-0,16	0,82	1,29	-0,56	1,80*	1,84*	1,22	0,22

Elaboración propia

Las mayores disminuciones se concentran en el bimestre mayo-junio, el más lluvioso del año. Este ha sido un comportamiento recurrente en los últimos años y uno de los elementos que más ha influido en los eventos de sequía meteorológica más recientes (Figura 15).

Figura 15. Anomalías de precipitaciones en el Bimestre Mayo-Junio en la Provincia Villa Clara. Período 1950-2016



Elaboración propia

4. Discusión de resultados

El uso del SPI aplicado a la serie de precipitaciones en Villa Clara ha permitido visualizar el comportamiento de esta variable en el presente siglo, permitiendo reconocer singularidades de interés, como la presencia en la provincia de los principales eventos de sequía meteorológica que han afectado al país desde el año 2000.

El análisis del comportamiento del periodo seco y lluvioso muestra resultados similares a los obtenidos en los estudios de PVR por sequía integrada. En primer lugar, se manifiesta que unos de los municipios más afectados por los eventos acontecidos es Santa Clara, capital provincial de Villa Clara y con el mayor núcleo poblacional. A su vez, los PVR plantean que "La población es la variable más importante en la vulnerabilidad social y condiciona el posicionamiento del municipio Santa Clara como el más vulnerable ante prolongada sequía por sus 237.646 habitantes, inciden también los estimados 178.500 habitantes que dependen de autoconsumo local del propio municipio". (GPR.VC, 2014)

El municipio Ranchuelo también se encuentra entre los de más alta vulnerabilidad social, caracterizado por solo un 10% de su población servida de forma regular con agua potable, lo que equivale a 5.629 personas (GPR.VC, 2014).

Los estudios de PVR destacan los municipios de Manicaragua y Camajuaní como los de mayor vulnerabilidad en el territorio. Todos los municipios mencionados se destacan como los de mayor problemática según el análisis de las lluvias expresadas por el SPI 6.

El extenso evento de sequía iniciado en mayo de 2014 y prolongado durante 7 periodos estacionales —42 meses—, presentó como período más crítico el semestre noviembre 2016-abril 2017, que coincidió con los mayores déficits registrados en la región central de Cuba. Este período estacional estuvo caracterizado en el país por severos déficits de lluvias que cubrieron casi el 70 % del mismo, siendo las regiones occidental y central las más afectadas (BVC, 2017).

Por su parte, el período estacional lluvioso más crítico para el país fue el del 2015, caracterizado por presentar déficits notables en los meses de mayo a julio, lo que provocó que al finalizar el mismo la mitad del territorio nacional estuviera afectado por la sequía meteorológica, siendo la región occidental y central las más afectadas (BVC, 2015). En la provincia Villa Clara, el trimestre mayo-julio igualmente fue el más deficitario (Figura 13). No obstante, en el segundo trimestre del período las precipitaciones fueron más favorables, logrando compensar el déficit reportado. Además, al observar la distribución espacial del SPI, se manifiestan valores normales y solo muy pequeñas zonas de los municipios Ranchuelo y Santo Domingo presentaron déficits clasificados como ligeros.

Este intenso y extenso evento de sequía meteorológica fue monitoreado por el SNVS, con expresión en Villa Clara y todas las provincias del país, hecho que permitió alertar a las autoridades para que se pudieran tomar las medidas oportunas para tratar de disminuir sus impactos.

No obstante, actividades fundamentales como el riego en la agricultura —del Ministerio de la Agricultura (MINAGRI) y del Ministerio de la azúcar (AZCUBA)—, la generación hidroeléctrica en la presa Hanabanilla y el abastecimiento de agua potable a los asentamientos fueron severamente impactados. Los déficits en las disponibilidades de agua embalsada fueron de 37,6 hm³ en 2016 y 128,7 hm³ en 2017 para un total de 166,3 hm³, lo que representó el 6,4 % y 35,2 % del plan respectivamente, con pérdidas financieras para la EAH-VC del orden de los 1.001.500.000 de pesos (EAH-VC, 2017).

Las presas Hanabanilla y Minerva son las principales distribuidoras de agua a la ciudad de Santa Clara. Las mismas, llegaron a sus niveles mínimos en agosto de 2017, manifestándose al 22% y al 28% de su capacidad respectivamente (EAH-VC, 2017). La agricultura fue el sector más afectado, fundamentalmente los cultivos de arroz, caña de azúcar y cultivos varios con 97.671,69 hectáreas (ha), 29.560 ha y 5.195,2 ha afectadas respectivamente (EAH-VC, 2017).

La población resultó igualmente perjudicada debido a la disminución del nivel de entrega. El periodo de mayor afectación fue precisamente mayo, junio, julio y agosto de 2017, donde el 20% de la población del municipio cabecera, Santa Clara (47.529 habitantes), recibió agua cada diez días por todo ese periodo. Mientras que la población dispersa (aquella que no recibe agua mediante acueducto), que antes se abastecía cada cinco días, la recibió cada diez (EAH-VC, 2017).

A pesar de ello, las medidas adoptadas impidieron afectaciones de mayor envergadura a la economía (Empresa de Aprovechamiento Hidráulico de Villa Clara [EAH-VC], 2017). Las principales medidas

adoptadas en la provincia estuvieron orientadas al uso racional del agua en las actividades económicas del territorio así como en las principales formas de abasto a la población. En el sector agrícola se disminuyeron las demandas de agua para el cultivo del arroz y se controló la explotación directa de agua de los ríos en los regadíos. Se realizaron trabajos de mantenimiento para la eliminación de salideros en las conductoras y redes de distribución en beneficio de un óptimo aprovechamiento del agua. Se optimizó el suministro de agua a los barrios con predominio de edificios multifamiliares donde el llenado de los tanques se realiza hasta el derramamiento debido a la carencia de flotantes. En los asentamientos rurales se realizó el mantenimiento a las bombas de agua manuales, molinos de viento y otros sistemas para el uso colectivo en las comunidades y además se aumentaron la cantidad de pozos de agua para el uso familiar.

Según el análisis realizado por la OMM (2016), esta sequía meteorológica también afectó a partes del Caribe, América Central y el noroeste de América del Sur en 2015 y principios de 2016. Numerosas islas del Caribe experimentaron su año más seco jamás registrado en 2015. En el caso de Puerto Rico, durante el 2015 y primeros meses del 2016, más de la mitad de la isla estuvo afectada por sequía meteorológica (División Monitoreo del Plan de Agua [DRNA], 2016).

En la provincia Villa Clara se verificó la tendencia a la disminución de las lluvias en el bimestre mayo-junio como una de las características más recurrentes de los eventos de sequía meteorológica más recientes en el país, situación que también se ha observado en otras zonas del territorio (Barcia, 2005; Barcia *et al.*, 2011). *Las principales causas de dicha situación están relacionadas con que a partir de finales de la década de los años 70 del siglo XX los patrones de la circulación atmosférica más frecuentes sobre Cuba en el bimestre mayo-junio tuvieron una tendencia marcada a la estabilidad. Esto se aprecia por el aumento de la influencia de las altas presiones, caracterizado por la estructuración de una celda anticiclónica o de una potente dorsal en los niveles medios de la atmósfera. Esto a su vez se ha reflejado en una disminución de las precipitaciones en la provincia asociada a los procesos sinópticos más frecuentes de este período como son las vaguadas extendidas y las hondonadas superficiales* (Barcia, 2005; Durán, 2017).

Se puede esperar que las regiones de América Latina y el Caribe han sufrido los embates de la sequía en sus territorios, siendo vulnerables a sus consecuencias principalmente las relacionadas con el abastecimiento a la población y la seguridad alimentaria.

Las predicciones climáticas para los próximos años establecen incertidumbre en cuanto al comportamiento del régimen de lluvias. No obstante, los modelos indican que para las regiones del Caribe las sequías serán más recurrentes. De hecho, en Honduras se realizó un análisis de los impactos del cambio climático en la región y éste prevé una reducción de las lluvias entre un 3 % y 10 % para el 2020 y su influencia en la reducción de alimentos (Bouroncle, *et al.*, 2015). *Esta problemática llevará a fortalecer los Sistemas de Alerta en caso de situaciones de riesgo de desastres por sequía. En este sentido, se han realizado trabajos en el área: en Cuba los estudios de PVR — mencionados anteriormente— (GPR.VC, 2014). En México, Ortega-Gaucin y Velasco (2013) analizaron el impacto de la sequía en el país desde el punto de vista económico-social, mientras que Ortiz y Ortega (2015) estudiaron el riesgo por sequía meteorológica y su impacto agro-socio-económico en Michoacán (México), a partir de una metodología que vincula la vulnerabilidad de un territorio con las predicciones climáticas. Asimismo, en el Corredor Seco Centroamericano se demuestra como las vulnerabilidades ante la sequía de un espacio geográfico influyen directamente en la población, afectando grandes porcentos de tierra y disminuyendo así la producción de alimentos* (Calvo-Solano *et al.*, 2018).

5. Conclusiones

La sequía comparte con el cambio climático la distinción de ser un fenómeno de aparición lenta, por lo que se debe lograr que las personas reconozcan los cambios que se producen lentamente o de manera gradual durante un largo período de tiempo para lograr tener una mayor percepción del riesgo. Este trabajo analiza los eventos más sobresalientes de sequía meteorológica a escala local en los últimos años, con el fin de orientar a directivos, gestores, administradores del agua, regantes y usuarios urbanos del agua.

El empleo del Índice de Precipitación Estandarizado (SPI) permite caracterizar los principales procesos de sequía meteorológica que han afectado a la provincia de Villa Clara en el período 2000-2017 en diferentes escalas temporales. Según el comportamiento de las precipitaciones, expresadas por el SPI 6, en la provincia se han presentado 11 períodos estacionales con sequía, 4 correspondientes al período lluvioso y 7 al poco lluvioso. El período estacional lluvioso más seco en la provincia se registró en ma-

yo-octubre de 2004 con un déficit de -1,76, mientras que el período estacional poco lluvioso más seco fue entre noviembre de 2004 y abril de 2005 con -3,03.

El evento de sequía 2014-2017 presentó 7 períodos estacionales afectados, siendo el más extenso de la serie y el segundo de mayor déficit en los acumulados. Los principales efectos de este evento extremo en la provincia Villa Clara se vieron evidenciados en el sector agrícola y en el abastecimiento de agua a la población. Estos resultados coinciden con el estudio de Peligro, Vulnerabilidad y Riesgo ante sequía meteorológica, agrícola e hidrológica realizado en la provincia por GPR.VC (2014) que muestra estos sectores como los más vulnerables en el territorio.

El análisis de la tendencia de la precipitación muestra que las mayores disminuciones se concentran en el bimestre mayo-junio, el más lluvioso del año. Este ha sido un comportamiento recurrente en los últimos años y uno de los elementos que más ha influido en los eventos de sequía meteorológica más recientes en el país (Lapinel *et al.*, 2003). A escala local, resultados similares se han obtenido en otras provincias del centro del país como Cienfuegos (Barcia *et al.*, 2011).

Los resultados de esta investigación contribuyen a agilizar el proceso de toma de decisiones ante futuros eventos de sequía a nivel local, a partir del conocimiento aportado de su recurrencia y su comportamiento temporal y espacial en la provincia. Se puede, además, generalizar a otras localidades y darle un enfoque de vulnerabilidad ante situaciones de desastres.

Referencias

- Abdulkadir, G. (2017). Assessment of Drought Recurrence in Somaliland: Causes, Impacts and Mitigations. *Journal Climatology Weather. Forecasting*, 5(204), 2. <https://doi.org/10.4172/2332-2594.1000204>
- Barcia, S. (2005). *Tendencia de los patrones de circulación y su influencia en las precipitaciones en Cienfuegos en el bimestre mayo-junio* (Tesis de Máster). Instituto Superior de Tecnología y Ciencias Aplicadas, La Habana, Cuba.
- Barcia, S., Orbe, G., López, R., Regueira, V., Millán, J., Ceballo, R., y Angulo, R. (2011). Variabilidad y tendencias del clima en la provincia Cienfuegos. Informe Final de Proyecto. Cienfuegos, Cuba.
- Blanquero, R., Carrizosa, E., Pita, M.F., Camarillo, J.M. y Álvarez-Francoso, J.I. (2012). Modelo estadístico para la predicción del Índice Estandarizado de Sequía Pluviométrica (IESP) en Andalucía. En C. Rodríguez Puebla, A. Ceballos Barbancho, N. González Reviriego, E. Morán Tejeda, A. Hernández Encinas (eds.). *Cambio climático. Extremos e impactos. VIII Congreso Asociación Española de Climatología (Madrid)*, 261-270. Recuperado de <http://hdl.handle.net/20.500.11765/8279>
- Boletín de la Vigilancia del Clima (BVC) (2009). *Instituto de Meteorología de Cuba (INSMET)*, 21(5).
- Boletín de la Vigilancia del Clima (BVC) (2009). *Instituto de Meteorología de Cuba (INSMET)*, 21(6).
- Boletín de la Vigilancia del Clima (BVC) (2017). *Instituto de Meteorología de Cuba (INSMET)*, 29(4).
- Boletín de la Vigilancia del Clima (BVC) (2015). *Instituto de Meteorología de Cuba (INSMET)*, 27(10).
- Bouroncle, C., Imbach, P., Läderach, P., Rodríguez, B., Medellín, C., Fung, E., Martínez-Rodríguez M.R.,... y Donatti C.I. (2015). *La agricultura de Honduras y el cambio climático: ¿Dónde están las prioridades para la adaptación?* CGIAR Research Program on Climate Change, Agriculture and Food Security (CCAFS). Recuperado de <https://hdl.handle.net/10568/45943>
- Calvo-Solano, O.D., Quesada-Hernández, L., Hidalgo, H. y Gotlieb, Y. (2018). Impactos de las sequías en el sector agropecuario del Corredor Seco Centroamericano. *Agron. Mesoam.*, 29(3), 695-709. <https://doi.org/10.15517/ma.v29i3.30828>
- Cárdenas, O. y Roque A.R. (2008). El conocimiento de la sequía fortalece las estrategias cubanas. *Mapping: Map and Sig consulting*, (130), 26-30.
- Centella, A., Llanes, J., Paz, L., López, C. & Limia, M. (2001). *Primera Comunicación Nacional de Cuba a la Convención Marco de Las Naciones Unidas sobre Cambio Climático*. Grupo Nacional de Cambio Climático. Instituto de Meteorología. La Habana.
- Centella, A., Lapinel, B., Solano, O., Vázquez, R., Fonseca, C., Cutié, V. y Duarte, L. (2006). *La sequía meteorológica y agrícola en la República de Cuba y la República Dominicana*. Cuba: Ed. Programa de Desarrollo de las Naciones Unidas (PNUD).

- Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación en los países afectados por sequía grave o desertificación, en particular en África (1995). *GE.95-03531– 5.000 DPCSD/CCD/95/2*. Switzerland.
- Cutié, V., Lapinel B., González, N., Perdigón, J., Fonseca, C., González, I. y Góngora, Y. (2013). *La Sequía en Cuba, un texto de referencia*. La Habana: Sello editorial ama.
- División Monitoreo del Plan de Agua (DRNA). (2016). *Informe sobre la sequía 2014-16 en Puerto Rico*. División Monitoreo del Plan de Aguas, San Juan, Puerto Rico.
- Durán, I. (2017). Circulación atmosférica y días con lluvia durante eventos significativos de sequía en el occidente de Cuba. *Revista Cubana de Meteorología*, 23(3), 349-362.
- Empresa de Aprovechamiento Hidráulico de Villa Clara (EAH-VC) (2017). *Informe Técnico del proceso de sequía 2014-2017 en Villa Clara* (Inédito).
- Fattahi, E., Habibi, M. & Kouhi, M. (2015). Climate Change Impact on Drought Intensity and Duration in West of Iran. *J. Earth Sci. Clim. Change.*, 6(319). <https://doi.org/10.4172/2157-7617.1000319>
- Grupo Provincial de Riesgos Villa Clara (GPR.VC) (2014). *Informe Provincial de Estudios de Peligro, Vulnerabilidad y Riesgo ante sequía* (Inédito).
- Gibbs, W.J. (1987). A Drought Watch System. WMO/TD–No.193 WCP–134. *World Meteorological Organization*, 23.
- Gibbs, W.J. and Maher, J.V. (1967). Rainfall deciles as drought indicators. *Bureau of Meteorology Bulletin*, (Commonwealth of Australia, Melbourne), 48. Melbourne: Bureau of Meteorology.
- Lapinel, P., Rivero, B. y Cutié, V. (1993). *La Sequía en Cuba y sus causas. Análisis del período 1931-1990*. Informe de resultado (Inédito). La Habana: INSMET.
- Lapinel, B., Varela, N. y Cutié, V. (1998). Sequía, aridez y desertificación. Términos de referencia. Nueva versión del Sistema Nacional de Vigilancia de la Sequía. Informe Científico Técnico Oficina Territorial de Camagüey.
- Lapinel, B., Pérez, R., Aroche, R., Cutié, V., Pérez, D., Báez, A., ... y Hechavarria, E. (2003). La sequía de corto período durante los meses de abril, mayo y junio de 1998 en Cuba. *Revista Brasileira de Meteorología*, 18(2), 131-138.
- Lecha, L.B., Paz, R. y Lapinel, B. (1994). *El Clima de Cuba*. La Habana: Editorial Academia.
- Lloyd-Hughes, B. and Saunders M.A. (2002). A drought climatology for Europe. *International Journal of Climatology*, 22, 1571-1592. <https://doi.org/10.1002/joc.846>
- Machado, A. (2010). Los ciclones tropicales en Villa Clara en el período 1886-2008. *REDVET. Revista Electrónica de Veterinaria*, 11(3B), 1-10. <http://www.redalyc.org/pdf/636/63613140069.pdf>
- Marcos, O. (2001). Sequía: definiciones, tipologías y métodos de cuantificación. *Investigaciones geográficas*, 26, 59-80. <https://doi.org/10.14198/INGEO2001.26.06>
- Martín, E., Domínguez, I., Hernández, W., Osés, R., Saura, G., Pedraza, A. y López, R. (2004). *Estudio mapeado sobre un Sistema de Información Geográfico del Comportamiento Histórico de las Precipitaciones en la Provincia de Villa Clara* (Inédito). Proyecto Territorial. Villa Clara: Centro Meteorológico Provincial de Villa Clara.
- McKee, T.B., Doesken, N.J. and Kleist, J. (1993). *The relationship of drought frequency and duration to time scales*. 8th Conference on Applied Climatology (pp. 179-184). Anaheim, CA.
- Moya, A., Álvarez, C., Purón, M. y Ruiz, C. (2005). Caracterización y pronóstico de los procesos que dan lugar a las precipitaciones en Villa Clara durante el período poco lluvioso. *Revista Cubana de Meteorología*, 12(2) 51-63. Recuperado de <http://rcm.insmet.cu/index.php/rcm/article/download/295/355>
- Olivares, B., Cortez, A., Lobo, D., Parra, R.M., Rey, J. y Rodríguez, M.F (2016). Estudio de la Sequía Meteorológica en Localidades de los Llanos de Venezuela Mediante el Índice de Precipitación Estandarizado. *Rev Acta Nova.*, 7(3), 266-283.
- Organización Meteorológica Mundial (OMM) (1992). Vocabulario Meteorológico Internacional. OMM, No.168. Recuperado de <https://smn.cna.gob.mx/es/smn/glosario>
- Organización Meteorológica Mundial (OMM). (2016). *Estado del Clima Mundial 2011-2015*. OMM–Nº 1179.

- Ortega-Gaucin, D. y Velasco, I. (2013). Aspectos socioeconómicos y ambientales de las sequías en México. *Revista Aqua-Lac.*, 5(2), 78-90.
- Otero, M. (2012). *Susceptibilidad ambiental ante inundaciones por intensas lluvias para la gestión del riesgo de desastre en Villa Clara* (Tesis de maestría inédita). Universidad de la Habana, La Habana, Cuba.
- Ortiz, C.F y Ortega, A.M. (2015). *Riesgo meteorológico de sequía y su impacto agro-socio-económico de la Región Tierra Caliente, Michoacán, México*. International Conference on Regional. XLI Reunión de estudios regionales.
- Paredes, F, Millano, J.L. y Guevara, E. (2008). Análisis espacial de las sequías meteorológicas en la región de Los Llanos de Venezuela durante el periodo 1961-1996. *Revista de Climatología*, 8, 15-27.
- Pedraza, F, Osés, R., Saura, G., Domínguez, I., Castro, Socarrás, J.... y Gómez, R. (2010). *Impacto de las precipitaciones en la cuenca Sagua la Grande* (Proyecto de Investigación). Villa Clara: Catálogo del Centro Meteorológico Provincial de Villa Clara.
- Poquet, D., Belda, FJ. y García-Haro FJ. (2008). *Regionalización de la sequía en la Península Ibérica desde 1950 hasta 2007 a partir del SPI y una modelización digital terreno*. Recuperado de https://repositorio.aemet.es/bitstream/20.500.11765/5301/1/1D_Poquet.pdf
- Solano, O., Vazquez, R., Centella, A. y Lapinel, B. (2006). Una aproximación al conocimiento de la sequía en Cuba y sus efectos en la producción agropecuaria. *Revista Zonas Aridas*, 11(1), 85-100. Recuperado de <http://www.lamolina.edu.pe/zonasaridas/za11/pdfs/ZA11%2000%20art06.pdf>
- Thorn, H.C.S. (1966). *Some Methods of Climatological Analysis*. WMO/TD-No. 81, World Meteorological Organization, 53.
- Young, K.C. (1992). A Three-Way Model for Interpolating for Monthly Precipitation Values. *Monthly Weather Review*, 120, 2561-2569. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1992\)120<2561:ATWMFI>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1992)120<2561:ATWMFI>2.0.CO;2)
- Velasco, I., Ochoa, I. y Gutiérrez, C. (2005). Sequía, un problema de perspectiva y gestión. *Región y Sociedad*, 17(34), 35-71. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1870-39252005000300002&script=sci_arttext
- Wilhite, D.A. y Glantz, M.H. (1985). Understanding the drought phenomenon: the role of definitions. *Water International*, 10(3), 111-120. <https://doi.org/10.1080/02508068508686328>

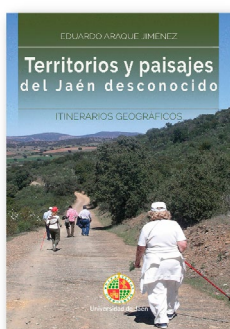
RESEÑAS BIBLIOGRÁFICAS

Cita bibliográfica: Montiel Molina, C. (2018). Reseña de Territorios y paisajes del Jaén desconocido. Itinerarios geográficos. *Investigaciones Geográficas*, (70), 221-223. <https://doi.org/10.14198/INGEO2018.70.11>

Reseña de *Territorios y paisajes del Jaén desconocido.* *Itinerarios geográficos*

Review of *Territorios y paisajes del Jaén desconocido.* *Itinerarios geográficos*

Cristina Montiel Molina¹



Autor: Araque Jiménez, E.

Título: *Territorios y paisajes del Jaén desconocido. Itinerarios geográficos*

Año: 2017

Ciudad: Jaén

Editorial: Publicaciones de la Universidad de Jaén

Páginas: 311pp.

ISBN: 978-84-9159-097-2

La Neurociencia ha demostrado que el cerebro necesita emocionarse para aprender. El último libro que escribió y publicó Eduardo Araque Jiménez antes de emprender el viaje definitivo nos permite comprobar hasta qué punto esto es cierto. *Territorios y paisajes del Jaén desconocido. Itinerarios geográficos* es una obra magistral que nos lleva de la mano por lugares únicos, llenos de carácter y de belleza. Un auténtico libro de autor que emociona por la grandeza de su humildad. Quienes tuvimos la inmensa suerte de ser sus amigos y compañeros, sabemos que el profesor Araque vivía todas y cada una de sus pasiones con absoluta entrega y compromiso, y que no disociaba sus facetas académica y personal. En este libro se manifiestan en todo su esplendor tres de esas grandes pasiones: la Universidad, Jaén y la Geografía.

El propio autor presenta esta obra como el resultado de un programa divulgativo patrocinado por la Universidad de Jaén que pretendía “explicar de una forma breve y sencilla las características geográficas esenciales de los territorios y paisajes visitados” a lo largo de una serie de excursiones geográficas que él mismo organizó y dirigió durante los últimos años de su vida, con un enorme éxito

de participación y valoración. Efectivamente, el libro recoge una colección de ocho itinerarios, seleccionados de manera intencionada en la periferia de la provincia y ordenados a partir del ángulo noroccidental en el sentido de las agujas del reloj: los tres primeros en el sector jienense de Sierra Morena; el cuarto y el quinto por las Sierras de Cazorla, Segura y las Villas, a las que el autor dedicó la investigación de su Tesis Doctoral; el sexto a caballo entre este macizo montañoso y Sierra Mágina, por donde se desarrolla enteramente el itinerario séptimo; y finalmente el octavo itinerario que recorre los paisajes serranos históricamente fronterizos con el Reino de Granada.

Todos los itinerarios están numerados y nombrados por sus extremos. Cada uno de ellos se estructura a partir de varios discursos territoriales que el autor construye sobre los principales hitos y referentes geográficos que lo definen. Además de la descripción minuciosa del recorrido y la identificación de los mejores miradores para su comprensión y disfrute, en cada itinerario se señalan las unidades morfoestructurales que lo integran y los rasgos biogeográficos que lo caracterizan; se presenta la configuración

1 Departamento de Geografía, Universidad Complutense de Madrid, España. crismont@ucm.es

del modelo de asentamientos y se analizan los sistemas de gestión y aprovechamiento de los recursos naturales, así como la influencia de la infraestructura viaria y ferroviaria, y de las políticas públicas (especialmente la forestal, la hidráulica, la colonizadora y las comunitarias) en la organización del territorio. Pero, sobre todo, se explica la historia territorial de acuerdo con la lectura e interpretación del paisaje.

El Itinerario I: Andújar – El Risquillo se adentra por unas tierras que tienen un especial significado cultural y social en la región, debido a la presencia del Santuario de la Virgen de la Cabeza y por la trascendencia política y económica de la caza mayor que se practica en las grandes fincas. En esta zona, las actividades cinegéticas comenzaron a robar protagonismo al pastoreo de las ganaderías trashumantes ya en la segunda mitad del siglo XIX, pero el profesor Araque recupera esta y otras señas de identidad de este ámbito jienense mediante una serie de narrativas magníficamente engarzadas. Por un lado, expone el proceso de construcción del paisaje agrario en la terraza del Guadalquivir que se extiende al pie de Sierra Morena conforme a las políticas de colonización y transformación en regadío iniciadas durante la II República y desarrolladas en el Plan Jaén tras la guerra civil. Por otra parte, realiza un análisis crítico de la expansión del olivar regado impulsada por la PAC en las campiñas y en el propio Valle del Guadalquivir, y demuestra los riesgos que este proceso entraña para la resiliencia del paisaje.

El Itinerario II: Viñas de Peñallana – La Carolina aborda también el conjunto orográfico de Sierra Morena, pero por la parte más inaccesible debido al estado de las carreteras. Es un ámbito espacial marcado por su pasado minero, cuya crisis a principios del siglo XX dio paso a la especialización ganadera en la cría del toro de lidia. En este segundo itinerario, el profesor Araque se refiere en particular a las consecuencias territoriales de las obras de construcción de la presa de La Lancha en el Jándula y a la gestión de la gran masa forestal del emblemático monte estatal Selladores-Contadero.

El sector jienense de Sierra Morena queda completado por el Itinerario III: Cruce de Castellar – La Aliseda, donde se enlazan las dos principales vías de entrada a Andalucía atravesando este sistema montañoso (el antiguo camino de Valencia y el desfiladero de Despeñaperros) mediante un breve tránsito manchego por el Campo de Montiel. Este recorrido nos descubre el paisaje agrario y la estructura de los núcleos de población carolinos. El Dr. Araque explica además la relación entre

el uso tradicional ganadero de estos montes y el reciente impacto de los grandes incendios sobre las extensas masas de pinar de repoblación promovidas por el Patrimonio Forestal del Estado a mediados del siglo XX. Naturalmente, también se ocupa del paso de Despeñaperros, refiriéndose especialmente a las infraestructuras de transporte y al sistema de asentamientos.

Los itinerarios IV: Siles – Santiago de la Espada y V: Villanueva del Arzobispo – Don Domingo nos muestran dos facetas diferentes del Parque Natural de las Sierras de Cazorla, Segura y Las Villas. El primer recorrido se interna en el Parque aprovechando el trazado de las vías de saca de madera que se abrieron en estos montes en la primera mitad del siglo XX, y pone el énfasis en el uso público de los valiosos recursos naturales y culturales que atesora este extenso espacio protegido. En cambio, el siguiente itinerario recorre una de las zonas más degradadas y deprimidas de la provincia, al tiempo que una de las más afectadas históricamente por los incendios forestales. Se apoya en la antigua vía de servicio construida por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir con motivo de las obras de levantamiento de la presa del Tranco —a la cual dedicó el autor un artículo publicado en esta misma revista en 2012 (nº 57, pp. 61-79)— y sigue por el eje turístico que articula la carretera A-319 hasta Pontones, para dirigirse a continuación hacia el nacimiento del Río Segura y regresar de nuevo a la carretera que conduce a Santiago de la Espada. Desde allí se recorre la vega del término y se llega hasta la pequeña aldea de Don Domingo, que es una encrucijada para la ganadería de trashumancia y uno de los puntos más fríos de Andalucía.

El Itinerario VI: Jimena – Embalse de La Bolera discurre entre la cara norte de Sierra Mágina y el extremo meridional de la Sierra de Cazorla, mostrando actividades rurales y prácticas culturales que ya solo se mantienen por estos lugares con un carácter residual, y también los usos recreativos que se han generalizado recientemente en la comarca. Se trata de un largo y variado recorrido donde el profesor analiza igualmente la transformación de los núcleos de población y el impacto de las infraestructuras ferroviarias e hidráulicas para el desarrollo de la zona.

El recorrido por el Parque Natural de Sierra Mágina se completa con el Itinerario VII: Cambil – Cruce de Bélmez de la Moraleda, donde Eduardo Araque se refiere tanto a los riesgos de avenidas en la población de Cambil como a los procesos de erosión en el descenso hasta el valle del río Jandulilla y en los sectores colindantes de la cuenca

del Guadiana Menor. Se reflexiona asimismo sobre la transformación de los paisajes adheridos de la altiplanicie de Huelma y la evolución de los sistemas de gestión de los montes al compás de los sucesivos cambios de titularidad que han acontecido desde el proceso desamortizador del siglo XIX.

Por último, el Itinerario VIII: Los Villares – Frailes “recorre una pequeña parte de los sistemas serranos que se extienden al suroeste de la provincia de Jaén, fronterizos durante muchos siglos con el reino de Granada”. El punto de partida en Los Villares ofrece la oportunidad de comprobar el dinamismo de este núcleo de población debido a su proximidad a la ciudad de Jaén, pero también se muestran las huellas del abandono territorial en la central eléctrica de Río Frío. Sobre todo, este último recorrido permite admirar y entender el paisaje natural y cultural de las tierras más meridionales de la provincia a partir de numerosas paradas y travesías urbanas.

En última instancia, cabe destacar la originalidad y la calidad de la edición de este libro, que se presenta encuadernado con tapas duras, en formato de espiral e impreso en papel mate de alto gramaje para facilitar su manejo y lectura. Además,

el texto encuentra el complemento imprescindible en las excelentes fotografías —también del autor— y en los sencillos mapas explicativos que ilustran los recorridos y análisis territoriales. Hay que añadir que el profesor Eduardo Araque era un gran apasionado de la lectura y los libros le proporcionaron un magnífico acervo humanístico que queda plasmado en los numerosos y adecuadísimos textos enmarcados que salpican los itinerarios con recortes literarios, hemerográficos y jurídicos de una belleza impresionante.

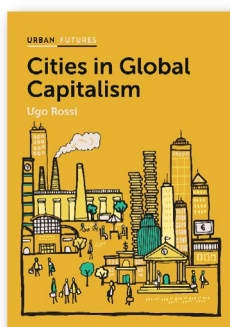
Este libro es, sin duda, la mejor Geografía de la Provincia de Jaén escrita hasta la fecha. Una obra que nos ofrece la oportunidad de descubrir los rincones más olvidados de la provincia, entender este territorio en su diversidad y valorarlo, porque está escrita con los ojos y la pluma del geógrafo que conoce, vive y ama estas tierras y a estas gentes. Por supuesto, es una referencia extraordinariamente útil para los profesores en la preparación de salidas de campo con estudiantes. También la mejor guía imaginable para la práctica de senderismo y de turismo rural. Pero, sobre todo, un regalo para la comunidad universitaria y la sociedad jiennense, a quienes Eduardo Araque dirigió y dedicó este libro con total respeto y con mucho cariño.

Cita bibliográfica: Escudero Gómez, L. A. (2018). Reseña de *Cities in global capitalism*. *Investigaciones Geográficas*, (70), 225-227. <https://doi.org/10.14198/INGEO2018.70.12>

Reseña de *Cities in global capitalism*

Review of *Cities in global capitalism*

Luis Alfonso Escudero Gómez¹



Autor: Rossi, U.
Título: *Cities in global capitalism*
Año: 2017
Ciudad: Cambridge
Editorial: Polity Press
Páginas: 213pp.
ISBN: 978-0-7456-8967-8

El geógrafo italiano, de origen napolitano, Ugo Rossi ha publicado una monografía sobre las ciudades en el capitalismo global en la editorial Polity Press. Tras una brillante labor investigadora, con múltiples artículos en revistas científicas de prestigio, y docente, con estancias en diferentes universidades europeas, desarrollando su labor principal en la de Turín, y estadounidenses, Rossi ha elaborado una magna obra teórica de Geografía Urbana. De hecho, una primera circunstancia que llama la atención es el exclusivo carácter teórico del libro, dado que no hay ni una sola figura o tabla ni tampoco la más mínima cartografía.

El autor se basa en las referencias académicas comunes en los últimos estudios internacionales sobre la ciudad: Aalbers, Brenner, Castells, Florida, Hall, Harvey, Lefebvre, Marcuse, Sassen, Smith, Zukin, etc. Además, no duda en recurrir a diferentes pensadores clave desde Foucault a Marx, incluyendo a Deleuze, Giddens, Jameson, Weber, Zizek y un largo etcétera. Finalmente, también utiliza autores procedentes de la literatura científica italiana: Arrighi, Esposito, Lazzarato, Marazzi o Vanolo, entre otros muchos.

Con este amplio bagaje bibliográfico previo, Rossi es capaz de construir una visión original sobre la ciudad en el presente, incluida su evolución tras lo que él denomina la «Gran Depresión», la crisis económico-financiera global de 2008. La tesis principal es que el urbanismo neoliberal o el neoliberalismo urbano definen la condición actual de la ciudad, una urbe contemporánea capitalista. El autor defiende que con el advenimiento de la globalización neoliberal se ha producido una generalización de la ciudad capitalista como la forma socioespacial dominante en el planeta. Y, en este sentido, la urbanización y el urbanismo son componentes esenciales del proceso capitalista.

Esta tesis principal va a ser desarrollada por Rossi en cinco grandes capítulos que reciben los sintéticos e imaginativos nombres de, sucesivamente, «Emergencias», «Extensiones», «Continuidades», «Difusiones» y «Variaciones». El propio autor explica que cada capítulo es ilustrativo de una dinámica social específica a través de la cual las ciudades se enredan en el capitalismo global. El primero identifica tres emergencias dentro de la relación ciudad-capitalismo a largo plazo: el poder financiero, el

1 Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Castilla-La Mancha, España. luisalfonso.escudero@uclm.es

empredimiento y el capital cognitivo. El segundo analiza el primer componente de la globalización neoliberal: lo global y, en concreto, la relación entre las ciudades y la globalización. El tercero está dedicado a estudiar el segundo componente de la globalización neoliberal: el neoliberalismo y su relación de inmanencia con la ciudad capitalista. El cuarto se centra en los procesos de homogeneización resultantes de los fenómenos globales de la colonización capitalista. El quinto está dedicado al análisis de las variaciones de las condiciones globales del dominio neoliberal. Finalmente, tras recapitular los principales argumentos de los capítulos previos, el libro concluye con una reflexión sobre la ambivalencia de la condición urbana en el contexto actual de turbulencia generalizada que afecta al capitalismo global y sobre sus riesgos.

Resulta difícil sintetizar 180 páginas de escrito teórico sobre la ciudad hoy en unas pocas líneas. Por esta razón, se prefiere escoger unas ideas significativas. Es el resultado, no obstante, de una selección subjetiva del autor de esta reflexión sobre la obra de Rossi. Otro lector podría elaborar una reseña totalmente diferente, dada la riqueza de argumentos e ideas que aparecen en el libro.

Una de las sólidas premisas que destacamos en el análisis de la ciudad en el capitalismo global de Rossi es que determinadas funciones centrales de la urbe actual son desempeñadas por fuerzas tan diferentes como la financiarización, la capacidad institucional, el espíritu empresarial innovador, el sector de la vivienda, el consumo, la tecnología y la economía cultural. Aunque pueden considerarse entidades autónomas, el autor demuestra que estos factores también están interrelacionados. Por ejemplo, la financiarización convierte a los residentes de la ciudad simultáneamente en entidades explotadas, sobreendeudadas, principalmente por la vivienda y el consumo, y en sujetos potencialmente emprendedores.

Por otro lado, la generalización del urbanismo neoliberal y la propagación de elementos urbanos comunes provoca interesantes procesos, como demuestra Rossi. Así, hoy todas las ciudades aspiran a ser más inteligentes y creativas, sostenibles y resilientes. Igualmente, las urbes contemporáneas, de manera casi uniforme, han pretendido explotar el consumo y el potencial de entretenimiento involucrando una amplia gama de entornos urbanos, como frentes de agua, centros históricos, áreas ex industriales y, más notablemente, barrios neobohemios (por supuesto, Rossi explica la cuestión de la *gentrificación* en las páginas del

libro). Otro posicionamiento común y extendido en el presente, tras la crisis de 2008, es la forma de un «estado de excepción» normalizado en el que las desposesiones se han convertido en la norma de las relaciones sociales dentro de regímenes urbanos impulsados por la austeridad.

Una interesante idea y conclusión que se extiende transversalmente por todo el libro, y que el autor defiende como uno de sus argumentos propios principales, es la de la *empresarialización* (*entrepreneurialization* en inglés) neoliberal de la sociedad en las ciudades actuales; en el sentido de que en el presente se espera que todos obtengamos ganancias de nuestras posesiones de forma emprendedora. Es el resultado de una economía basada en la tecnología que ha impulsado la tendencia del capitalismo a mercantilizar la vida como un todo, creando nuevas formas de explotación y autoexplotación.

Rossi se refiere, en concreto, al fenómeno de la economía colaborativa (*sharing economy*) basada en la tecnología, que tras la crisis de 2008 ha experimentado un crecimiento vertiginoso dentro de los sectores de consumo típicamente asociados con los entornos urbanos como la vivienda, el transporte, la alimentación y la educación. Para el autor no resulta sorprendente que el fenómeno de la economía colaborativa haya estallado en los años posteriores a la recesión. Las compañías pioneras como Airbnb y Uber se fundaron en 2008 y 2009, respectivamente, pero ganaron popularidad después del final de la recesión en los Estados Unidos.

Estas actividades económicas pretenden ofrecer oportunidades de ingresos suplementarios a una clase media empobrecida tras la crisis. Así, la gente común se reinventa a sí misma como emprendedora a tiempo parcial a través de su participación en la economía colaborativa basada en la tecnología. El autor señala que el consumo tecnológico es particularmente adecuado para un capitalismo de 24 horas los siete días de la semana, en el que se requiere que todos sean implacablemente activos y productivos, siempre y en todas partes, en constante conexión con el mundo exterior a través de dispositivos tecnológicos «inteligentes».

Esta mercantilización de la vida urbana y la extensión y dominio planetario del urbanismo neoliberal y del capitalismo global de mercado no pueden esconder, sin embargo, las injusticias de la condición urbana global en un contexto de dominio neoliberal. Aunque hayan tenido lugar importantes movimientos sociales de protesta y solidaridad ante esta situación tras la crisis de

2008, Rossi también se muestra preocupado por fenómenos contrarios como la posibilidad siempre presente del fascismo, recordemos nuevamente el origen italiano del autor, entre una clase media cada vez más frustrada; además de la señalada *empresarialización* y mercantilización de la vida urbana donde cada ciudadano es consumidor y empresario. La magia del neoliberalismo sería convertirnos a todos en neoliberales, es decir, el riesgo de ser absorbido por la corriente principal del discurso capitalista.

En esta disyuntiva nos encontramos en el presente en las ciudades, entre la resurrección de la solidaridad urbana en las relaciones sociales mediante los movimientos orientados a los bienes comunes y el riesgo de un dominio neoliberal global, no solo ya en las ciudades, donde es un hecho, sino también en sus ciudadanos. En esta situación, Rossi apela a una repolitización emancipadora de la vida urbana. Para él, esto sería esencial con el fin

de descubrir y poner en evidencia la ambivalencia y las injusticias de la condición urbana global en un contexto de dominio neoliberal.

En definitiva, estamos ante un libro que nos ayuda a entender la ciudad hoy, dentro de un capitalismo neoliberal global. Una monografía con múltiples claves interpretativas, basada en sólidos fundamentos teóricos y con aportaciones originales del autor. La obra puede dar lugar a una reflexión cómo la que se ha hecho en las líneas anteriores, o a otras fundamentadas en otros argumentos presentes en el libro. También su lectura invita al acuerdo y/o al desacuerdo de muchos de los argumentos desarrollados, algunos aquí eludidos como el papel de la denominada «clase creativa» en las sociedades urbanas actuales, cuando no su definición misma. Quedan estas otras interpretaciones posibles abiertas a las personas que se aventuren a este gran texto de Ugo Rossi.

Instituto Interuniversitario de Geografía
Universidad de Alicante

Carretera de San Vicente del Raspeig s/n. 03690 - San Vicente del Raspeig - Alicante (España)

Tel.: (34) 965903400 Ext. 3380 - Fax: (34) 965909485

Correo electrónico: investigacionesgeograficas@ua.es

Sitio web: www.investigacionesgeograficas.com